



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SERGIPE
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E
CONSERVAÇÃO



DIVERSIDADE TAXONÔMICA E FUNCIONAL DE AVES NA MATA
ATLÂNTICA FRAGMENTADA: PADRÕES E SEUS MECANISMOS

HELON SIMÕES OLIVEIRA

SÃO CRISTÓVÃO
SERGIPE-BRASIL, 2018

HELON SIMÕES OLIVEIRA

**DIVERSIDADE TAXONÔMICA E FUNCIONAL DE AVES NA MATA
ATLÂNTICA FRAGMENTADA: PADRÕES E SEUS MECANISMOS**

Dissertação apresentada ao Programa de
Pós-Graduação em Ecologia e
Conservação da Universidade Federal de
Sergipe como parte dos requisitos para a
obtenção do título de mestre em Ecologia e
Conservação.

Orientador: Dr. Stephen Francis Ferrari

Coorientador: Dr. Juan Manuel Ruiz
Esparza Aguilar

SÃO CRISTÓVÃO

SERGIPE-BRASIL, 2018

**FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA CENTRAL
UNIVERSIDADE FEDERAL DE SERGIPE**

O48d Oliveira, Helon Simões.
Diversidade taxonômica e funcional de aves da Mata Atlântica fragmentada: padrões e seus mecanismos / Helon Simões Oliveira; orientador Stephen Francis Ferrari. – São Cristóvão, 2018.
55 f.: il.

Dissertação (mestrado em Ecologia e Conservação)–
Universidade Federal de Sergipe, 2018.

1. Ave – Mata atlântica. 2. Zoologia - Classificação. 3.
Diversidade biológica. I. Ferrari, Stephen Francis, orient. II. Título.

CDU 639.12

TERMO DE APROVAÇÃO

**DIVERSIDADE TAXONÔMICA E FUNCIONAL DE AVES NA MATA ATLÂNTICA
FRAGMENTADA: PADRÕES E SEUS MECANISMOS**

por

HELON SIMÕES OLIVEIRA

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade Federal de Sergipe, como parte dos requisitos exigidos para a obtenção do título de Mestre em Ecologia e Conservação.

APROVADA pela banca examinadora composta por



DR. STEPHEN FRANCIS FERRARI
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da
Universidade Federal de Sergipe



DR. LUIZ DOS ANJOS
Universidade Estadual de Londrina



DR SIDNEY FREITOSA GOUVEIA
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da
Universidade Federal de Sergipe



DR JUAN MANUEL RUIZ ESPARZA AGUILAR
Universidade Federal de Sergipe

São Cristóvão/SE, 27 de julho de 2018

Agradecimentos

Sociais que somos, devemos ser gratos às pessoas que estão ao nosso lado em todas as etapas de nossas vidas. Durante o curso de mestrado e confecção dessa dissertação, devo agradecimentos à:

Deus, pela capacidade, proteção e força que me proporcionou para realizar tal tarefa.

Meus pais, Seu Araclides e Dona Helena, pelo apoio e educação ofertada, que me formaram o homem crítico que sou hoje e obstinado pelos meus sonhos.

Minha esposa, Agnes, que mesmo sem entender aquilo que faço, sempre parou para ouvir minhas explicações e sempre me apoiou em meus momentos de vacilo, pela sua paciência e apoio.

Joaz A. Pereira e Paulo F. A. Pereira, gestores da Fazenda Santana, pela liberação para pesquisa em sua propriedade e pelo alojamento e hospitalidade que sempre me foi ofertado de bom grado.

Todos os colegas que me acompanharam em campo, especialmente aos amigos Dr. Daniel O. Santana e a bióloga Mônica A. Pedroso pela ajuda na implantação do desenho experimental e na árdua tarefa de limpar as trilhas naquela mata densa.

Todos os companheiros do Laboratório de Biologia da Conservação que me ajudaram de forma direta ou indireta, pelas conversas e trocas de conhecimento que me ajudaram a ter os brainstorms necessários na produção científica e pelos bons momentos de descontração.

Dr. Sidney F. Gouveia, pelas ideias que me ajudaram a elevar a qualidade dessa pesquisa.

Stephen F. Ferrari e Juan M. R. E. Aguilar, meu orientador e coorientador, pela experiência que me passaram.

CAPES, pela bolsa concedida.

A todos estes os meus sinceros agradecimentos,

Obrigado.

*“Cada descoberta nova da ciência é uma
porta nova pela qual encontro mais uma
vez, o autor dela”*

Albert Einstein

Resumo

Os efeitos danosos causados pela fragmentação, vem sendo estudados em vários táxons e habitats diferentes, sendo a redução da área o efeito mais imediato. Contudo, outras vertentes da diversidade que não só a taxonômica, como a diversidade funcional, carecem de entendimento de como os aspectos da paisagem fragmentada podem afetá-las. Assim, nesse trabalho se propôs, avaliar os padrões emergentes da diversidade taxonômica e funcional de aves, medidas pela riqueza de espécies (S) e equabilidade de Pielou (J'), assim como pela riqueza funcional (FRic), uniformidade funcional (FEve), divergência funcional (FDiv) e dispersão funcional (FDis), ao longo de três gradientes de paisagem (área, isolamento e forma) em fragmentos de Mata Atlântica no nordeste brasileiro. Como esperado, a área se mostrou influenciar positivamente S e FRic e negativamente J' e FDis. Embora ambas tenham sido positivas, a relação S-área apresentou valor de inclinação significativamente superior ao da FRic-área, indicando o surgimento de espécies de aves redundantes funcionalmente ao longo do gradiente. Essa mesma redundância é a responsável por FEve não apresentar relação significativa com a área. Foi identificado que a influência do isolamento e da forma sobre a diversidade de aves é um reflexo da área dos fragmentos, por existir correlação espacial entre as métricas de paisagem. Foi identificado, também, que a similaridade limitante aparenta maior influência como regra de assembleia na maioria dos fragmentos estudado e que está ganha força com a redução da área, de modo que os padrões emergentes das métricas de diversidade foram produzidos pela força da competição entre as espécies ao longo do gradiente de área. Com o aumento do desmatamento, as espécies de aves foram submetidas à interações competitivas mais fortes até que aquelas de menor fitness foram excluídas, resultando em maior FDis e J', assim como, menor S e FRic nos menores fragmentos. Esses resultados demonstram que a redução do habitat não afeta só a riqueza de espécies mais também a diversidade funcional, diminuindo a resiliência das assembleias à eventos estocásticos assim como a gama de funções ecológicas exercidas pelas aves.

Palavras-chave: comunidades de aves, dispersão funcional, diversidade funcional, fragmentação, Mata Atlântica, riqueza funcional, similaridade limitante.

Abstract

The harmful effects caused by the fragmentation have been studied in several different taxa and habitats, the reduction of the area being the most immediate effect. However, other aspects of diversity that not only the taxonomic such as functional diversity, lack of understanding of how aspects of the fragmented landscape can affect them. The objective of this work was to evaluate the emergent patterns of the taxonomic and functional diversity of birds, as measured by species richness (S) and Pielou equability (J'), as well as functional richness (FRic), functional uniformity (FEve), functional divergence (FDiv) and functional dispersion (FDis), along three landscape gradients (area, isolation and shape) in Atlantic Forest fragments in the Brazilian Northeast. As expected, the area was shown to positively influence S and FRic and negatively J' and FDis. Although both were positive, the S-area relationship showed a significantly higher slope value than the FRic-area, indicating the emergence of redundant bird species functionally along the gradient. This same redundancy is responsible for FEve not having a significant relationship with the area. It was identified that the influence of the isolation and the form on the diversity of birds is a reflection of the area of the fragments, because there is a spatial correlation between the landscape metrics. It was also identified that limiting similarity appears to have greater influence as the assembly rule in most of the fragments studied and that strength gains with area reduction, so that emerging patterns of diversity metrics were produced by the force of competition between species along the area gradient. As deforestation increased, bird species were subjected to stronger competitive interactions until those of lower fitness were excluded, resulting in higher FDis and J' , as well as smaller S and FRic in the smaller fragments. These results demonstrate that habitat reduction affects not only species richness but also functional diversity, reducing resilience of assemblies to stochastic events as well as the range of ecological functions exercised by birds.

Keywords: Atlantic Forest, bird communities, functional dispersion, functional diversity, fragmentation, functional richness, limiting similarity.

Sumário

Introdução.....	12
Materiais e Métodos	17
Área de estudo	17
Atributos dos fragmentos	18
Amostragem da avifauna.....	19
Dados de características de espécies	20
Índices de diversidade.....	20
Modelo nulo	21
Análises de dados.....	22
Resultados	23
Riqueza de espécies	23
Correlação entre as métricas.....	25
Relação entre a diversidade e a paisagem.....	25
Modelo nulo	28
Discussão	29
Correlação entre as métricas.....	30
Relação entre a diversidade e a passagem.....	31
Área.....	31
Isolamento e forma.....	33
Modelo nulo e regras de assembleia	34
Referências Bibliográficas	37
Apêndice.....	46

Lista de figuras

Figura 1. Local de estudo na Fazenda Santana, Sergipe, Brasil. Os fragmentos foram enumerados por ordem decrescente de tamanho.	18
Figura 2. Curva de acumulador de espécies e riqueza de espécies esperada estimada por Chao 1, para as espécies de aves registradas na Fazenda Santana, Sergipe, Brasil.	23
Figura 3. Valores da riqueza de espécies (S) e riqueza funcional (FRic) pela área dos fragmentos de Mata Atlântica.....	28
Figura 4. Representação da interação significativa entre as regressões dos valores da riqueza de espécies (S) e riqueza funcional (FRic) pela área dos fragmentos de Mata Atlântica.	29

Lista de tabelas

Tabela 1. Variáveis e categorias de traços funcionais usados para descrever a diversidade funcional de assembleias de aves no mosaico de Mata Atlântica da Fazenda Santana, Sergipe – Brasil.	20
Tabela 2. Valores das métricas de diversidade taxonômica e funcional de aves nos dez fragmentos estudados. S: riqueza de espécies; J': equabilidade de Pielou; FRic: riqueza funcional; FEve: uniformidade funcional; FDiv: divergência funcional; FDis: dispersão funcional; Iso 1: distância ao maior fragmento; Iso 2: distância ao fragmento mais próximo; IF: índice de forma.....	24
Tabela 3. Matrix de correlação (Pearson) das métricas de paisagem dos dez fragmentos estudados. Área: tamanho total (ha); Iso 1: distância ao maior fragmento (m); Iso 2: distância ao fragmento mais próximo (m); IF: índice de forma.	25
Tabela 4. Matrix de correlação (Pearson) entre as métricas de diversidade, taxonômica e funcional. S: riqueza de espécies; J': equabilidade de Pielou; FRic: riqueza funcional; FEve: uniformidade funcional; FDiv: divergência funcional; FDis: dispersão funcional.	25
Tabela 5. Modelos de regressão linear simples entre as métricas de diversidade taxonômica e funcional de aves com as métricas de paisagem. Resposta: variável resposta; Preditor: variável preditora; S: riqueza de espécies; J': equabilidade de Pielou; FRic: riqueza funcional; FEve: uniformidade funcional; FDiv: divergência funcional; FDis:	

dispersão funcional; Área: tamanho total (ha); Iso 1: distância ao maior fragmento (m);
Iso 2: distância ao fragmento mais próximo (m); IF: índice de forma; z: inclinação da
regressão (slope)..... 27

Tabela 6. Valores do efeito padronizado pelo tamanho (SES) para as métricas de
diversidade funcional de aves nos fragmentos estudados. 29

Introdução

A fragmentação é um processo que ocorre ao passo que uma grande extensão de habitat é transformada em um mosaico, composto de pequenos fragmentos com área total reduzida e isolados por uma matriz, que por sua vez, é formada por habitats distintos do original (Wilcove et al., 1986). Consequentemente, uma série de danos são causados ao ecossistema devido à fragmentação, a exemplo do efeito de borda, que altera a dinâmica ecológica pela maior exposição aos ventos e à luz solar, que torna o ambiente da borda mais seco e quente, alterando a conformação microclimática do habitat florestal e distinguindo a zona da borda do núcleo florestal (Gascon et al., 2000; Fahrig, 2003). No entanto, o efeito mais evidente deste processo é a redução do habitat natural. À medida que a fragmentação ocorre, são criados novos fragmentos cada vez menores e com características espaciais distintas (e.g., forma, perímetro, área e isolamento), que afetam a biodiversidade residente nesses fragmentos (Fahrig, 2003).

A relação entre o aumento da riqueza de espécies com a quantidade total de área é considerada uma das mais consolidadas leis da ecologia, com centenas de pesquisas que corroboram essa relação (Lawton, 1999; Lomolino, 2000; Karadimou et al., 2016). Em resumo, ao longo do gradiente de área, o número de espécies que habitam um ecossistema aumenta rapidamente nas pequenas escalas até certo ponto e depois mais lentamente em grandes escalas (Lomolino, 2000). Sendo que, a denominada como Specie-Area Relationship - SAR (relação espécie-área), é uma relação conhecida pelos naturalistas desde o século XVIII. Em 1778 o naturalista Johann Reinhold Forster já havia percebido e tornado público que a riqueza de espécies de plantas, encontradas em ilhas, crescia em relação ao tamanho das ilhas (Lomolino, 2001).

A relação espécie-área foi e continua sendo uma importante ferramenta na identificação de padrões ecológicos de biodiversidade para milhares de estudos de diversos táxons e biomas (Lomolino, 2000; Lomolino, 2001; Song et al., 2018). Esta foi fundamentalmente importante no desenvolvimento da teoria do equilíbrio dinâmico da biogeografia de ilhas de MacArthur e Wilson (1967). Nessa teoria, afirma-se que a riqueza de espécies em ilhas é determinada pelo equilíbrio dinâmico entre a extinção e a colonização, dependente da área e isolamento. Dessa forma, as ilhas menores e/ou mais isoladas tendem a conter um menor número de espécies do que as maiores e/ou mais conectadas (MacArthur & Wilson, 1967).

Na tentativa de contextualizar a teoria da biogeografia de ilhas ao contexto de paisagens florestais, Diamond (1975) argumenta que, a matriz que circunda os fragmentos, isolando-os, em si, é uma barreira para vários organismos que possuem baixa capacidade de dispersasse ao tentar transpor essa barreira e alcançar fragmentos mais isolados, considerando também, que nos fragmentos menores, maiores são as taxas de extinção pela deriva gênica e eventos estocásticos. A partir desse pensamento, muitas pesquisas foram desenvolvidas aplicando as premissas da teoria ao contexto de paisagens fragmentadas, gerando bastante interesse por parte dos ecólogos em pesquisas conservacionistas (Laurance, 2008). No entanto, essa teoria possui limitações por ser relativamente simplista, como muitos modelos ecológicos. Por exemplo, por se limitar à quantidade de espécies presentes em cada ilha e trata-las como equivalentes, não seria possível avaliar padrões da diversidade funcional. Assim, se torna importante considerar parâmetros adicionais como aspectos da paisagem, a composição e diferenças ecológicas entre as espécies (Laurance, 2008).

A diversidade funcional se refere ao subconjunto da diversidade biológica que está intrinsecamente ligado ao funcionamento de um determinado ecossistema, sendo mensurada pelos valores e alcance dos valores de traços funcionais (características) das espécies, assim sendo de suma importância ecológica, pois possui o potencial de influenciar na dinâmica do ecossistema, estabilidade, produtividade e outros aspectos referentes ao funcionamento do ecossistema (Tilman, 2001). Destarte, vários problemas ecológicos importantes podem ser abordados em termos de diversidade funcional, a exemplo de variações desta ao longo do gradiente latitudinal, fatores evolutivos e filogenéticos, ecológicos e ecossistêmicos que podem influenciá-la, assim como, ser uma ferramenta na avaliação e previsão dos impactos humanos no funcionamento dos ecossistemas (Petchey & Gaston, 2006).

Desde 1999, foram criados vários índices para medir a diversidade funcional, porém sem haver um consenso de como medi-la de fato (Petchey & Gaston, 2006). Esses índices podem ser classificados em medidas descontínuas e contínuas. As medidas descontínuas são aquelas em que as espécies são classificadas arbitrariamente em grupos funcionais e eventualmente as variações dentro dos grupos são ignoradas (e.g., guildas tróficas ou mecanismos de fixação de carbono pelas plantas). Já as contínuas são aquelas em que se mede a diversidade funcional não por meio de classificações arbitrárias das espécies em grupos, mas sim pelo alcance da dispersão dos valores contínuos, referente

aos traços funcionais, em um espaço funcional n-dimensional, onde os eixos representam esses traços (Mason et al., 2005; Villéger et al., 2008).

A maioria dos índices de diversidade funcional são bastante correlacionados entre si e com a riqueza de espécies e medem apenas um aspecto da diversidade funcional (Mouchet et al., 2010). Porém, atualmente, as medidas desta diversidade devem atender à alguns critérios: devem ser contínuas e levar em consideração traços funcionais ponderados pelos valores de abundância das espécies, precisam medir múltiplas facetas da diversidade funcional e não estar ordinariamente relacionados com a riqueza de espécies (Mason et al., 2005; Villéger et al., 2008; Mouchet et al., 2010).

Algumas métricas, que atendem às premissas citadas anteriormente, foram desenvolvidas para refletir características complementares da distribuição das espécies no espaço funcional (Mason et al., 2005; Mouchet et al., 2010), são eles: Functional Richness – FRic (riqueza funcional), Functional Evenness – FEve (uniformidade funcional) e Functional Divergence – Fdiv (divergência funcional). A riqueza funcional é o montante do espaço funcional, ocupado por uma comunidade. A uniformidade funcional mede o quão uniforme as abundâncias das espécies estão distribuídas ao longo do espaço funcional. Enquanto que a divergência funcional mede o quão distantes as espécies mais abundantes estão do centroide do espaço funcional (Mason et al., 2005; Villéger et al., 2008). Posteriormente foi proposta uma quarta métrica chamada de Functional Dispersion – FDis (dispersão funcional) (Laliberté & Legendre, 2010). Essa métrica representa a distância média de todas as espécies ao centroide do espaço funcional, ponderada pela abundância.

Esses índices são independentes entre si e apenas a FRic possui uma correlação com a riqueza de espécies (Villéger et al., 2008; Mouchet et al., 2010). Assim como, também são indicados como melhores métricas para avaliar o funcionamento do ecossistema baseando-se em vários traços funcionais (Gagic et al., 2015). A diversidade funcional tem sido uma importante ferramenta na busca por respostas para problemáticas sobre processos ecossistêmicos e das consequências das ações antrópicas sobre estes, em diversos habitats e grupos taxonômicos, como plânctons (Várbíró et al., 2017), bivalves marinhos (Edie et al., 2018), peixes (Toussaint et al., 2016; Vitule et al., 2017), anfíbios (Riemann et al., 2017) e aves (Sitters et al., 2016; Ulrich et al., 2016). Por exemplo, foi identificado que a instalação de plantações de dendê (*Elaeis guineenses* Jacq.) afetam negativamente a diversidade funcional de aves na Floresta Amazônica brasileira (Almeida et al., 2016). Assim como a diminuição da diversidade funcional de ciliados

bentônicos, devido à entrada de água salgada no estuário do rio Yangtze, China (Xu et al., 2018).

Ao comparar a relação espécie-área com a riqueza funcional-área, é possível identificar os efeitos da redundância funcional entre as espécies. Por exemplo, a redundância de grupos de fitoplâncton com preferência pela heterogeneidade de habitat em pequenas escalas, é a possível responsável pela deslinearização da relação espécie-área (Várbíró et al., 2017). É considerada redundância funcional, quando diferentes espécies possuem características muito semelhantes ou iguais, assim, exercendo o mesmo papel no ambiente (Loreau, 2004). Dessa forma, a perda de uma das espécies não acarretará em tamanho prejuízo no funcionamento do ecossistema, quanto a retirada de espécies com traços únicos (Goswami et al., 2017), assim as comunidades com maior redundância funcional se tornam mais estáveis. A título de exemplo, quanto maior a redundância funcional, maior foi a estabilidade das comunidades de plantas de estepes na vegetação de pastagens no norte da China (Kang et al., 2015).

Grande parte dos estudos com foco na diversidade funcional tem buscado entender os mecanismos responsáveis pelas formações das assembleias ou regras de assembleia (e.g., filtro ambiental, similaridade limitante ou exclusão competitiva e montagem neutra), que estão possivelmente atuando sobre as comunidades (Diaz et al., 1998; Ding et al., 2013; Wang et al., 2013; Whittaker et al., 2014; Lee & Martin, 2017). Filtros ambientais permitem formação de comunidades pela coexistência de espécies mais similares entre si, pois as condições ambientais agem como filtros, possibilitando a permanência de uma pequena faixa de características. Por outro lado, a similaridade limitante postula a coexistência de espécies funcionalmente distintas. Enquanto que, a teoria neutra assume que as espécies coexistem independentemente de suas características, sendo as espécies equivalentes entre si, de tal modo que a composição da comunidade é uma obra do acaso (Hutchinson, 1957; MacArthur & Levins, 1967; Hubbell, 2001; Mouchet et al., 2010).

Filtros ambientais realizam um papel importante como regra de assembleia de uma comunidade, quando os valores da diversidade funcional são menores que a média daqueles esperados de comunidades aleatórias, dessa forma, as espécies dessa comunidade são mais similares entre si do que o esperado pelo acaso. Por outro lado, assume-se que a similaridade limitante exerce esse papel de importância, quando os valores da diversidade funcional são maiores do que a média dos esperados de comunidades aleatórias, sendo a comunidade formada por espécies mais distintas

funcionalmente entre si, moldada pela exclusão competitiva (Mouchet et al., 2010; Lee & Martin, 2017).

Pesquisas de campo tem trazido à tona alguns padrões de regras de assembleia, por meio da diversidade funcional. Por exemplo, Lee e Martin (2017) mostraram que os valores de FDiv, em ambientes mais homogêneos, foram mais baixos do que os esperados pelo acaso para comunidades de aves ao longo do gradiente agricultura-floresta no Mississippi, USA. Esse resultado é pertinente a teoria dos filtros ambientais como regra de assembleia, visto que os ambiente mais homogêneos, tendem a possuir menor variação de nicho, assim as espécies coexistentes tendem a ser mais similares entre si (Hutchinson, 1957). Em uma abordagem similar, Pakeman (2011) encontrou valores de FRic menores do que o esperado pelo acaso, em comunidades de plantas na costa leste da Escócia, demonstrando a possibilidade dos filtros ambientais comporem a regra de assembleia mais evidente nessas comunidades.

Assim, este trabalho teve como foco, investigar os possíveis efeitos de aspectos da paisagem sobre os padrões de diversidade taxonômica e funcional de comunidades de aves, habitantes de um mosaico florestal de Mata Atlântica, no Nordeste brasileiro. Posto que, a diversidade funcional pode revelar possíveis efeitos da alteração do habitat sobre a diversidade que normalmente permanecem ofuscados ou sobrestimados ao se utilizar medidas de diversidade clássicas e também é, com esta, possível realizar inferências sobre os processos e funcionamento ecossistêmicos (Cadotte et al., 2011; Mouillot et al., 2013). Teve-se como objetivos específicos: 1 – investigar a influência da área, isolamento e da forma dos fragmentos sobre a diversidade taxonômica e funcional de aves; 2 – identificar as regras de montagem de assembleias atuantes nas comunidades de aves por meio das métricas de diversidade funcional; 3 – identificar possíveis respostas das regras de montagem de assembleias em relação às métricas de paisagem relacionadas à biogeografia de ilhas.

Com base nos objetivos deste trabalho, foram levantadas sete hipóteses relacionadas às facetas da diversidade taxonômica e funcional. (H1) Espera-se que, a riqueza taxonômica aumente com a área dos fragmentos e diminua com o isolamento e a complexidade da forma do fragmento. (H2) Devido a introdução de espécies raras nos maiores fragmentos, espera-se que a equabilidade de Pielou (J') seja inversamente proporcional à área e forma dos fragmentos. Em contrapartida, esta tenderia a ser proporcional ao isolamento de forma que quanto mais isolado são os fragmentos, menor é a riqueza de espécies desfavorecendo a dominância por parte das espécies comuns. (H3)

Foi esperado que a riqueza funcional (FRic) aumentasse juntamente com a área devido à sua relação positiva com a riqueza de espécies e a introdução de valores únicos no espaço funcional. Por outro lado, caso as espécies novas tivessem traços redundantes, a relação da riqueza funcional com a área poderia ser mais fraca do que a riqueza de espécies com a área ou mesmo não existir.

(H4) Foi esperado que a uniformidade funcional (FEve) fosse negativamente relacionada com a área, visto que com o aumento da área maior é a probabilidade de espécies com traços únicos sejam amostradas, tornando as espécies mais redundantes cada vez mais dominante, assim diminuindo a uniformidade funcional. (H5) Em fragmentos maiores, é possível encontrar uma maior heterogeneidade de habitats, possibilitando o aumento da abundância de espécies com traços únicos, assim a divergência funcional (FDiv) tenderia a crescer ao longo do gradiente ambiental. (H6) Foi esperado que a redundância funcional crescesse com o tamanho da área dos fragmentos, assim a dispersão funcional (FDis) tenderia a ter uma relação negativa com o tamanho dos fragmentos. (H7) Devido à redução da área florestal dos remanescentes, foi esperado que a similaridade limitante fosse a regra de assembleia mais evidente nas assembleias estudadas, devido à diminuição na densidade de recursos disponíveis e maior força de competição entre as espécies. Dessa forma, em fragmentos menores, maior seria a força da similaridade limitante como regra de assembleia.

Materiais e Métodos

Área de estudo

A pesquisa foi realizada na Fazenda Santana (10°32'S; 36°45'O), localizada no litoral norte do estado de Sergipe, Brasil (Figura 1). Sua zona climática definida pela tabela de Köppen-Geiger é do tipo As, clima tropical com estação seca de verão. Sua precipitação anual varia entre 1000 e 1400 mm e temperatura média entre 22,7 e 26,5 °C (Kottek et al., 2006; Aragão et al., 2013). A região encontra-se em áreas de Baixos Platôs Costeiros, na zona fisiográfica Litoral. O solo é do tipo Areias Quartzosas (Areias Quartzosas - 45%; Podzol - 35%; Latosol Vermelho Amarelo Distrófico + Podzólico Vermelho Amarelo – 20%), com relevo plano a ondulado de altitude entre 40 a 150 metros (Jacomine et al., 1975). Esse solo é relacionado à baixa produtividade devido sua escassez de nutrientes e sua baixa capacidade de reter humidade e agregado ao fato de

possuir baixa porcentagem de argila e matéria orgânica, é bastante suscetível à erosão (Schreiner, 1988).

A Fazenda Santana é uma produtora de cana-de-açúcar, *Saccharum* sp., pertencente a Companhia Brasileira de Açúcar e Alcool (CBAA). Sua propriedade abrange uma área total de 3370 ha, com área agricultável de 1970 ha. Essa fazenda abriga um mosaico florestal de Mata Atlântica, com fitofisionomia de Áreas de Formações Pioneiras do bioma Floresta Tropical, em uma zona de transição entre floresta costeira, mata de restinga e cerrado (Farias, 2013; Fundação SOS Mata Atlântica & INEP, 2015). Esse mosaico, possui fragmentos constituídos por uma vegetação secundária, visto que sofreram diversos impactos ecológicos no passado (Sousa, 2009) e permanecem sobre constante influência das queimadas durante a colheita da cana-de-açúcar.

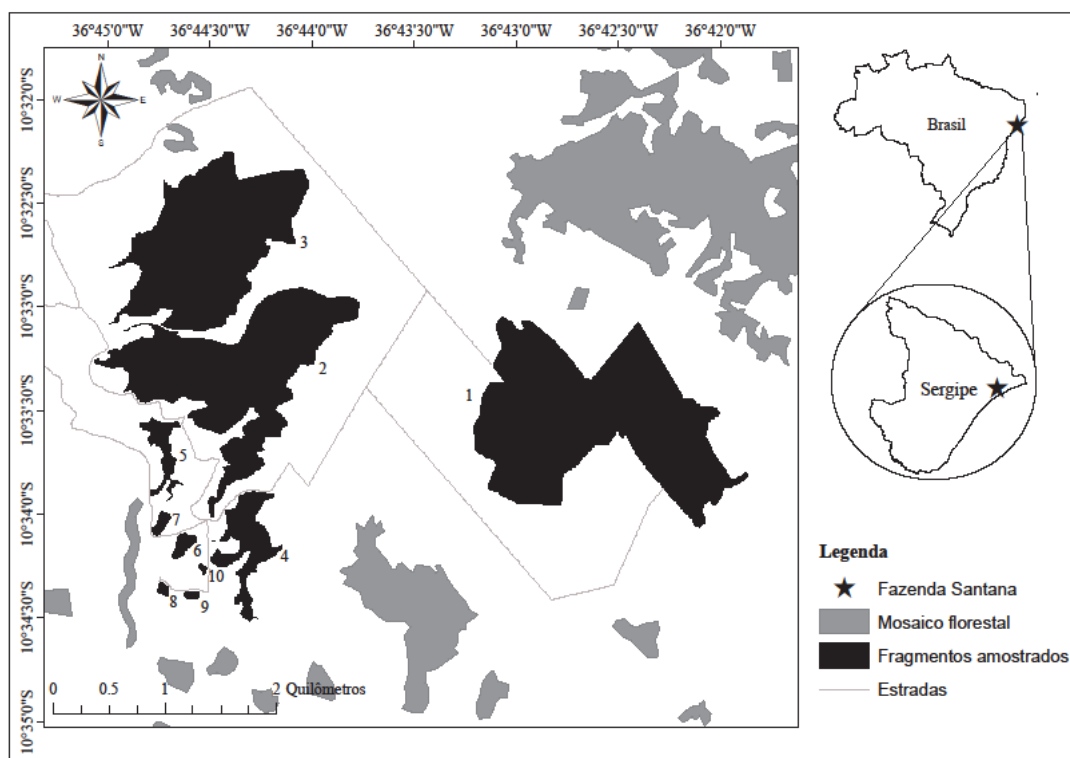


Figura 1. Local de estudo na Fazenda Santana, Sergipe, Brasil. Os fragmentos foram enumerados por ordem decrescente de tamanho.

Atributos dos fragmentos

Foram selecionados dez fragmentos com variação em área, isolamento e forma (Figura 1). A área dos fragmentos variou entre 0.73 a 241 hectares. Quanto ao isolamento, foram adotadas duas métricas, a distância do fragmento ao maior fragmento da região

(“fonte poço”), aqui tratado como isolamento 1, variando de 1216 a 2982 metros, e a distância ao fragmento mais próximo (isolamento 2), variando de 0 a 1216 metros. Todos os dez fragmentos estão isolados entre si pela mesma matriz, composta por plantação de cana-de-açúcar. Além da área e isolamento, também foi aferida a forma do fragmento pelo índice de forma. Esse índice é calculado pela fórmula:

$$IF = (0,25p)/\sqrt{a}$$

, onde p é o perímetro do fragmento e a é a sua área. Valores de IF iguais a 1 indicam fragmentos mais circulares, de forma menos complexa, enquanto valores de IF cada vez maiores que 1 indica fragmentos com a forma mais complexa. Essas quatro métricas de paisagem foram obtidas a partir do sistema de informação geográfica (SIG) por meio do software ArcMaps 10.5 (ESRI, 2016).

Amostragem da avifauna

O censo das espécies das aves presentes, em cada um dos dez fragmentos, foi realizado por meio do método das Listas de MacKinnon (Bibby et al., 1998). Esse método consiste em amostrar a avifauna através de listas contendo 10 espécies. Essas listas são confeccionadas enquanto o observador caminha por uma trilha preestabelecida, ao passo que uma espécie é avistada ou ouvida, esta deve ser marcada na lista, até que se complete dez espécies diferentes. Uma mesma espécie não pode ser repetida na mesma lista nem um mesmo indivíduo ser marcado em listas consecutivas. Não existe um número mínimo ou máximo de lista a serem feitas, então foram realizadas tantas quanto fosse possível (Bibby et al., 1998). As amostragens ocorreram bimestralmente, entre o período de março de 2017 a fevereiro de 2018, dessa forma, cada fragmento foi amostrado seis vezes.

As observações ocorreram a partir do nascer do sol até as 10h e das 15h ao pôr do sol, para evitar os períodos mais quentes do dia onde as aves são menos ativas. As aves que estiveram apenas de passagem pelos fragmentos sobrevoando-os, como urubus e garças em voo de cruzeiro, não foram amostradas, visto que não estavam necessariamente ligadas à mata. As observações das espécies de aves se deu com auxílio de binóculos (Bushnell, 10x42) e a identificação foi realizada com o auxílio de um guia de identificação de aves (Sigrist, 2015).

Dados de características de espécies

Para caracterizar a diversidade funcional, foram obtidos traços ligados à aspectos do uso do recurso, como as necessidades energéticas, tipo de recurso absorvido e as formas de obtê-lo (Brown, 1995). Assim, esses traços tem a capacidade de refletir a relação entre a diversidade funcional de aves e o funcionamento do ecossistema (Petchey & Gaston, 2006; Cadotte et al., 2011). Foram utilizados sete traços, um categórico e seis contínuos (Tabela 1), todos obtidos do banco de dados global de Wilman et al. (Wilman et al., 2014), alguns valores de massa ausentes foram complementados por Dunning (2007). O estrato florestal para forrageio foi subdividido em cinco estratos, correspondentes à porcentagem de uso em cada estrato florestal, o que torna esses dados mais refinados quanto ao real uso do estrato pelas espécies.

Tabela 1. Variáveis e categorias de traços funcionais usados para descrever a diversidade funcional de assembleias de aves no mosaico de Mata Atlântica da Fazenda Santana, Sergipe – Brasil.

Tipo do traço	Traço	Categoria do traço
Guilda trófica	Carnívoro, Frugívoro, Granívoro, Insetívoro, Nectarívoro e Onívoro.	Categórico
	Porcentagem de uso do solo.	Contínuo
	Porcentagem de uso do sub-bosque.	Contínuo
Estrato de forrageio	Porcentagem de uso do estrato médio.	Contínuo
	Porcentagem de uso do dossel.	Contínuo
	Porcentagem de uso do estrato aéreo.	Contínuo
Massa corporal	Peso médio medido em gramas (2.4 – 1078.62g).	Contínuo

Índices de diversidade

Nesse trabalho foram usadas seis métricas de diversidade, sendo a riqueza de espécies (S) e a equabilidade de Pielou (J') como métricas de diversidade taxonômica e a riqueza funcional, uniformidade funcional, divergência funcional e a dispersão funcional (FRic, FEve, FDiv e FDis) usadas como métricas da diversidade funcional. Essas métricas

foram obtidas das comunidades de aves nos dez fragmentos de forma independente. A riqueza de espécies, é representada pelo número total de espécies encontradas em cada fragmento, já a equabilidade de Pielou (J') mede quão uniforme é distribuída a abundância de indivíduos entre as espécies da comunidade (Pielou, 1966). Esses índices foram obtidos com o pacote 'vegan' desenvolvido para o software de ambiente de computação estatística R (R Core Team, 2018).

Para obtenção dos índices de diversidade funcional, foi seguido uma estrutura comumente usada em outros trabalhos com aves (Ding et al., 2013; Almeida et al., 2016; Toussaint et al., 2016; Lee & Martin, 2017; Xu et al., 2018). A princípio as espécies foram organizadas em uma matriz de traços (Apêndice A). Essa matriz foi convertida em uma matriz de dissimilaridade funcional (distância entre pares de espécies no espaço funcional), usando a distância de Gower por se abordar variáveis contínuas e categóricas conjuntamente (Gower, 1971). A matriz de dissimilaridade foi utilizada para realizar uma análise de coordenada principal (PCoA – Principal Coordinate Analysis). Dessa análise foi extraído um subconjunto dos três primeiros eixos da PCoA, que explicam 78% da variação dos valores da matriz de distância. Posteriormente esses eixos foram usados como traços para obtenção dos valores dos índices de diversidade funcional.

As métricas de diversidade funcional foram calculadas pela função dbFD do pacote FD (Laliberté & Legendre, 2010), no software R (R Core Team, 2018). Os índices de diversidade funcional foram obtidos a partir dos valores dos eixos da PCoA juntamente com uma matriz de abundância absoluta de cada espécie por fragmento (Apêndice B).

Modelo nulo

As métricas de diversidade funcional, aqui utilizadas, são importantes ferramentas na identificação de regras de assembleia atuantes na comunidade, quando avaliadas por meio dos seus valores obtidos por modelo nulo (Mouchet et al., 2010), para confecção desse modelo, foi aplicada uma abordagem comumente utilizada em outras pesquisas (Kraft et al., 2008; Ding et al., 2013; Almeida et al., 2016; Lee & Martin, 2017). A matriz de dados da comunidade foi randomizada com 999 iterações, para obtenção de uma distribuição de valores das métricas de diversidade funcional esperados pelo acaso. As comunidades, do modelo nulo, foram simuladas usando todas as espécies registradas em todos fragmentos, sendo mantidos os padrões observados de abundância e riqueza de espécies em cada fragmento. Para obter um resultado significativo na diferença entre os

valores observados e os das assembleias simuladas ($\alpha = 0.05$), foi calculado o Standardized Effect Size – SES (efeito padronizado pelo tamanho) de cada métrica para cada fragmento.

O *SES* mede número de desvios padrão que o valor observado da métrica está acima ou abaixo do valor médio das comunidades simuladas. Esse efeito é medido pela fórmula:

$$SES = (Obs - Esp)/SDesp$$

, onde *Obs* é o valor observado da métrica de diversidade funcional, *Esp* é o valor médio das 999 randomizações da métrica de diversidade funcional e *SDesp* seu desvio padrão (Gotelli & McCabe, 2002). Considerando uma distribuição normal, 95% dos valores de SES devem se localizar entre -1,96 e 1,96. Valores de *SES* abaixo de -1,96 e ou acima de 1,96 são considerados estatisticamente significativos com $p < 0.05$ (Wittman et al., 2010).

Análises de dados

Para estimar a completude amostral da riqueza de espécies, os dados de abundância das espécies de aves foram usados para estimar a riqueza de espécies do mosaico estudado pelo software EstimateS 9.1 (Colwell, 2013), por meio do estimador de espécies Chao1 (Chao, 1984). Para testar se as variáveis, aqui utilizadas, eram estatisticamente diferentes entre si, foi utilizada uma análise de correlação (Pearson) entre as variáveis espaciais da paisagem (área, isolamento e forma) e entre as variáveis de diversidade de aves (*S*, *J'*, *FRic*, *FEve*, *FDiv* e *FDis*). A grande maioria das relações de espécies-área são explicadas pela função potência:

$$S = cA^z$$

em que *S* é o número de espécies, *A* é a área e *c* e *z* são constantes (Arrhenius, 1921; Triantis et al., 2012). No entanto, para facilitar as análises e comparações entre as relações, estas foram linearizadas por meio da transformação das variáveis pela função $\log(10)$, de modo que o *z* e o *c* da função de potência são representados diretamente pelo slope (inclinação) e intercepto da regressão linear, respectivamente (Scheiner, 2003).

Para identificar e descrever as relações entre as variáveis explanatórias (área, isolamento 1, isolamento 2 e forma) com as variáveis dependentes de diversidade taxonômica e funcional de aves (*S*, *J'*, *FRic*, *FEve*, *FDiv* e *FDis*), foram realizadas análises de modelos de regressão linear simples (Legendre & Legendre, 2012), contudo,

para a regressão entre as variáveis de diversidade e o isolamento 1, o fragmento 1 foi excluído visto que ele foi considerado como a fonte de dispersão. Posteriormente, foi realizada uma análise de covariância (ANCOVA), entre os modelos de regressão linear correspondentes às relações, riqueza de espécies-área e riqueza funcional-área. Esta análise teve a finalidade de identificar dissimilaridade entre os slopes (inclinações) das regressões, o que indicaria redundância funcional ou a ausência dela (McDonald, 2014). Para identificar o efeito da área sobre a regra de assembleia, foi aplicada análise de regressão linear simples entre SESFRic, como variável dependente, e área como variável explanatória (Legendre & Legendre, 2012). Todas as análises estatísticas foram realizadas no software R (R Core Team, 2018).

Resultados

Riqueza de espécies

As coletas de dados resultaram na obtenção de 192 listas de MacKinnon com o total de 1896 indivíduos registrados, distribuídos em 92 espécies. A riqueza de espécies observada corresponde à 91% da riqueza de espécies esperada pelo estimador Chao 1 (Figura 2), com variação no número de espécies por fragmento entre 29 a 77 (Tabela 2).

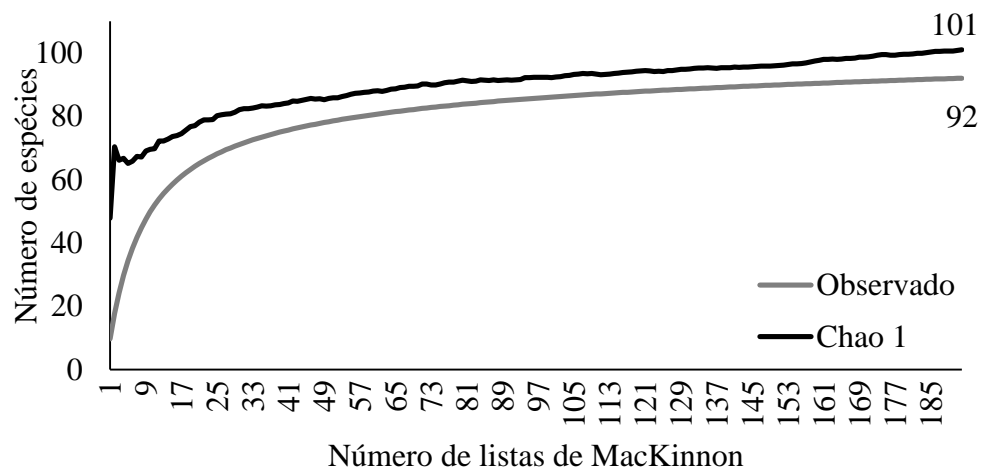


Figura 2. Curva de acumulador de espécies e riqueza de espécies esperada estimada por Chao 1, para as espécies de aves registradas na Fazenda Santana, Sergipe, Brasil.

Tabela 2. Valores das métricas de diversidade taxonômica e funcional de aves nos dez fragmentos estudados. S: riqueza de espécies; J': equabilidade de Pielou; FRic: riqueza funcional; FEve: uniformidade funcional; FDiv: divergência funcional; FDis: dispersão funcional; Iso 1: distância ao maior fragmento; Iso 2: distância ao fragmento mais próximo; IF: índice de forma.

Fragmento	S	Even_J	FRic	FEve	FDiv	FDis	Área (ha)	Iso 1 (m)	Iso 2 (m)	IF
1	77	0.924	22.747	0.569	0.820	1.718	241.18	0.01	1216.30	1.71
2	66	0.936	24.101	0.657	0.798	1.661	166.89	1216.00	0.01	2.28
3	59	0.942	18.566	0.632	0.784	1.585	161.57	1921.00	0.01	1.60
4	55	0.944	21.257	0.704	0.782	1.711	29.49	1888.00	45.20	2.48
5	57	0.933	18.910	0.590	0.816	1.761	12.03	2598.00	65.70	2.60
6	32	0.957	15.683	0.707	0.815	1.785	3.57	2596.00	105.90	1.18
7	42	0.956	19.612	0.659	0.774	1.711	2.49	2892.00	119.30	1.16
8	41	0.952	17.746	0.639	0.818	1.851	1.33	2982.00	110.10	1.10
9	29	0.954	15.066	0.667	0.775	1.781	1.27	2724.00	110.10	1.09
10	29	0.953	15.517	0.615	0.791	1.812	0.73	2604.00	45.20	1.11

Correlação entre as métricas

Não foram encontradas correlações entre a área e o índice de forma do fragmento, nem com a distância ao fragmento mais próximo. No entanto, foi identificada uma significativa correlação, negativa, entre a área e a distância ao maior fragmento e entre o isolamento 1 e o isolamento 2 (Tabela 3). Quanto às métricas de diversidade, foi observado que a riqueza funcional (FRic) possui uma forte correlação positiva com a riqueza de espécies e uma correlação negativa com a equabilidade de Pielou (J'). Por outro lado, a equabilidade de Pielou (J') teve uma forte correlação negativa com a riqueza de espécies e positiva com a uniformidade funcional (FEve) (Tabela 4).

Tabela 3. Matrix de correlação (Pearson) das métricas de paisagem dos dez fragmentos estudados. Área: tamanho total (ha); Iso 1: distância ao maior fragmento (m); Iso 2: distância ao fragmento mais próximo (m); IF: índice de forma.

Variáveis	Iso_2	Iso_1	IF
Área	0.61	-0.92***	0.31
Iso_2		-0.74*	-0.02
Iso_1			-0.41

*p<0.05, **p < 0.01, ***p < 0.001.

Tabela 4. Matrix de correlação (Pearson) entre as métricas de diversidade, taxonômica e funcional. S: riqueza de espécies; J': equabilidade de Pielou; FRic: riqueza funcional; FEve: uniformidade funcional; FDiv: divergência funcional; FDis: dispersão funcional.

Variáveis	J'	FRic	FDiv	FDis	FEve
S	-0.92***	0.89***	0.3	-0.62	-0.46
J'		-0.73*	-0.43	0.43	0.66*
FRic			0.13	-0.56	-0.21
FDiv				0.37	-0.42
FDis					0.01

*p<0.05, **p < 0.01, ***p < 0.001.

Relação entre a diversidade e a paisagem

Ao avaliar o efeito das métricas de paisagem sobre a diversidade de aves, foram encontrados padrões característicos (Tabela 5). O efeito da área sobre a riqueza de espécies foi significativo (R^2 : 0.81, $n = 10$, $p < 0.001$), de modo que com o aumento da área dos fragmentos, maior foi a quantidade de espécies neles encontradas. Em

contrapartida, a equabilidade de Pielou (J'), mostrou-se negativamente influenciada pela área dos fragmentos (R^2 : 0.62, $n = 10$, $p < 0.01$), reduzindo ao longo desse gradiente. Das métricas de diversidade funcional, apenas a riqueza funcional e a dispersão funcional estavam relacionadas com a área dos fragmentos, sendo a riqueza funcional positivamente relacionada (R^2 : 0.59, $n = 10$, $p < 0.01$) e a dispersão funcional negativamente relacionada (R^2 : 0.59, $n = 10$, $p < 0.01$).

As métricas de diversidade apresentaram resultados contrastantes ao esperado em relação às duas métricas de isolamento. Primeiramente, a riqueza de espécies se mostrou, como previsto, diminuir com a distância ao maior fragmento (isolamento 1) (R^2 : 0.40, $n = 9$, $p < 0.05$). Sendo assim os fragmentos mais distantes do maior fragmento local, tiveram comunidades de aves mais pobres em número de espécies. Seguindo a mesma tendência, a riqueza funcional também diminuiu com o isolamento 1 (R^2 : 0.49, $n = 9$, $p < 0.05$). No entanto a dispersão funcional apresentou a tendência de crescer com o isolamento 1 (R^2 : 0.39, $n = 9$, $p < 0.05$). As demais métricas de diversidade não apresentaram relação com o isolamento 1. Quanto ao isolamento 2 (distância ao vizinho mais próximo), apenas a dispersão funcional se mostrou positivamente relacionada (R^2 : 0.47, $n = 10$, $p < 0.05$), enquanto as demais métricas de diversidade não apresentaram relação com o isolamento 2.

A riqueza de espécies se mostrou aumentar com o aumento da complexidade da forma dos fragmentos (R^2 : 0.54, $n = 10$, $p < 0.01$), contrariando a ideia de que fragmentos mais circulares seriam melhores para conservação de um maior número de espécies. O mesmo ocorreu com a riqueza funcional (R^2 : 0.45, $n = 10$, $p < 0.05$), já a equabilidade de Pielou (J') foi negativamente relacionada com o índice de forma dos fragmentos (R^2 : 0.50, $n = 10$, $p < 0.05$). Para visualização dos gráficos referentes às regressões, vide o Apêndice C.

Tabela 5. Modelos de regressão linear simples entre as métricas de diversidade taxonômica e funcional de aves com as métricas de paisagem. Resposta: variável resposta; Preditor: variável preditora; S: riqueza de espécies; J': equabilidade de Pielou; FRic: riqueza funcional; FEve: uniformidade funcional; FDiv: divergência funcional; FDis: dispersão funcional; Área: tamanho total (ha); Iso 1: distância ao maior fragmento (m); Iso 2: distância ao fragmento mais próximo (m); IF: índice de forma; z: inclinação da regressão (slope).

Resposta	Preditor	z	R ²	Valor de p	Estatística F
S	Área	0.14356	0.81	0.0002	39.96
	Iso 1	-0.7652	0.4	0.0392	6.4
	Iso 2	-0.0289	0	0.3491	0.99
	IF	0.75515	0.54	0.0093	11.59
J'	Área	-0.004354	0.62	0.004	15.91
	Iso 1	0.020716	0.31	0.0675	4.67
	Iso 2	0.0004386	-0.1	0.6826	0.18
	IF	-0.024776	0.5	0.0137	9.9
FRic	Área	0.05799	0.59	0.0055	14.2
	Iso 1	-0.3992	0.49	0.022	8.58
	Iso 2	-0.01206	-0.02	0.3994	0.79
	IF	0.32214	0.45	0.0209	8.22
FEve	Área	-0.008356	-0.04	0.456	0.61
	Iso 1	-0.03351	-0.4	0.6712	0.2
	Iso 2	-0.002337	-0.1	0.7106	0.15
	IF	-0.0298	-0.1	0.6741	0.19
FDiv	Área	0.001625	-0.1	0.6656	0.2
	Iso 1	0.009166	-0.13	0.7596	0.1
	Iso 2	0.001515	-0.05	0.4617	0.6
	IF	0.009778	-0.1	0.6771	0.19
FDis	Área	-0.016127	0.59	0.0056	14.1
	Iso 1	0.11245	0.39	0.043	6.09
	Iso 2	0.008154	0.47	0.0168	9.07
	IF	-0.059733	0.13	0.1664	2.32

Sendo evidenciada a relação positiva da área do fragmento sobre a riqueza de espécies e sobre a riqueza funcional, foi realizada uma análise de covariância (ANCOVA) entre as regressões lineares dessas relações. A mesma forneceu resultados significativos, demonstrando existência de interação entre as retas destas regressões ($F: 9.7302$, $p = 0.0066$), ou seja, existe diferença estatística significativa entre os coeficientes de inclinação dessas relações, sendo que FRic aumenta com uma menor intensidade do que S ao longo do gradiente de área (Figura 3).

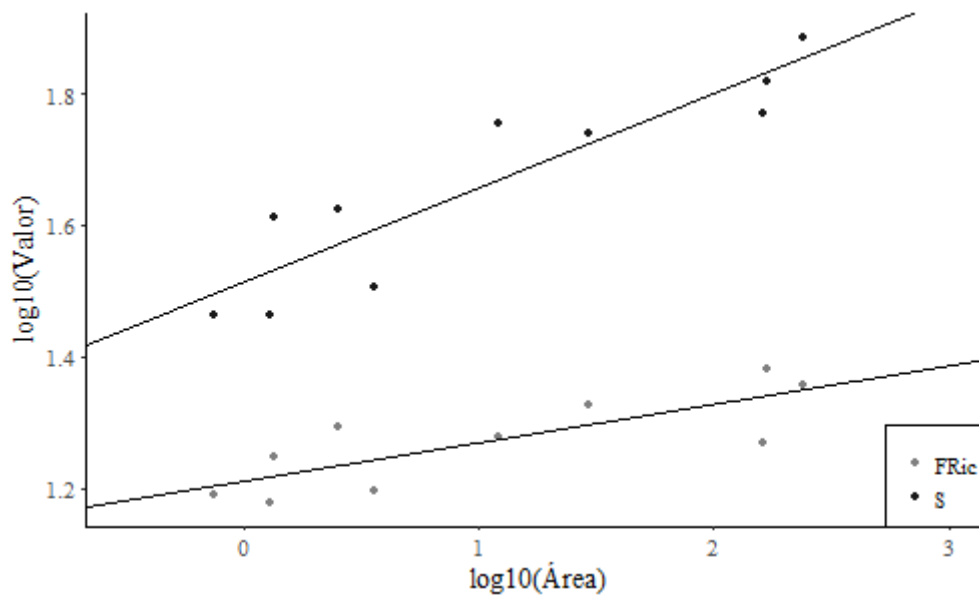


Figura 3. Valores da riqueza de espécies (S) e riqueza funcionla (FRic) pela área dos fragmentos de Mata Atlântica.

Modelo nulo

Dentre os dez fragmentos estudados, sete apresentaram valores de FRic de suas comunidades de aves, significativamente maiores que o esperado pelo acaso (Tabela 6). Dentre as demais métricas de diversidade funcional, não foram encontrados valores diferentes do acaso de suas comunidades simuladas. SESFEve, SESFDiv e SESFDis permaneceram dentro do intervalo de confiança, entre -1.96 e +1.96 (Apêndice D-G). Tendo identificado a existência de valores observados de FRic diferentes do esperado pelo acaso, foi realizado uma regressão linear simples entre os valores de SESFRic e a área dos fragmentos. Assim foi identificado a existência de uma relação significativa, inversamente proporcional, entre essas variáveis (R^2 : 0.67, $n = 10$, $p = 0.0022$, F statistic: 19.46). Dessa forma, quanto maior são os fragmentos, menores são os valores de SESFRic (Figura 4).

Tabela 6. Valores do efeito padronizado pelo tamanho (SES) para as métricas de diversidade funcional de aves nos fragmentos estudados.

Fragmento	SESFRic	SESFEve	SESFDiv	SESFDis
1	1.24	-0.51	-0.08	0.18
2	2.15	-0.49	0.38	0.27
3	1.77	-1.40	-0.04	0.20
4	2.31	0.05	-0.13	0.33
5	1.92	-1.31	-0.53	0.27
6	3.07	-0.32	-0.26	0.64
7	3.92	-0.72	-0.38	0.43
8	2.57	-0.95	-0.26	0.55
9	3.08	-0.24	-0.31	0.55
10	3.58	-0.94	-0.46	0.69

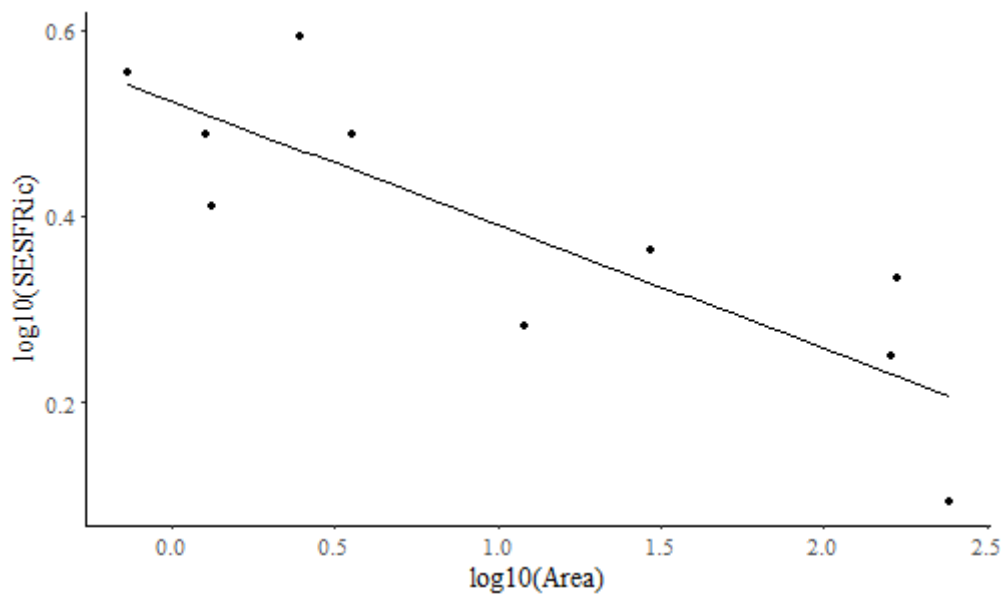


Figura 4. Representação da interação significativa entre as regressões dos valores da riqueza de espécies (S) e riqueza funcional (FRic) pela área dos fragmentos de Mata Atlântica.

Discussão

Essa pesquisa teve como foco principal investigar os efeitos de aspectos da paisagem sobre as facetas da diversidade funcional de assembleias de aves em fragmentos florestais da Mata Atlântica no nordeste brasileiro. Foi possível com está, identificar que a diminuição de riqueza de espécies, com a diminuição da área total dos fragmentos florestais, é devido ao aumento na intensidade das interações de competição

interespecífica ao longo da diminuição da área dos fragmentos. Com as espécies perdidas traços funcionais também são perdidos levando a diminuição da riqueza funcional com a diminuição da área dos fragmentos. Ainda devido a exclusão competitiva, as assembleias de aves são compostas por espécies mais dispersas funcionalmente o que leva a diminuição da redundância entre as espécies e a estabilidade funcional das assembleias de fragmentos pequenos.

Correlação entre as métricas

Dentre as métricas de paisagem, apenas as métricas de isolamento possuíram uma correlação significativa com a área. Isso aconteceu devido ao desenho espacial do mosaico florestal, tendo em vista que os menores fragmentos estão muito distantes do fragmento considerado como fonte de dispersão e mais próximos entre si. Por outro lado, os maiores fragmentos estão mais próximos do fragmento fonte e mais distantes entre si, dessa forma se estabeleceu uma correlação inversamente proporcional entre essas variáveis. Em contrapartida, as métricas de diversidade se comportaram como o esperado. A equabilidade de Pielou (J') apresentou uma significativa correlação inversamente proporcional com a riqueza de espécies. Esse mesmo resultado foi encontrado em outros estudos que testaram a correlação entre a uniformidade e a riqueza de espécies em animais como borboletas, aves, lagartos e roedores (Bock et al., 2007; Symonds & Johnson, 2008; MacDonald et al., 2017), assim como em plantas (Bock et al., 2007; Zhang et al., 2012). Demonstrando o aumento da dominância de espécies comuns sobre as raras ao longo do aumento da riqueza de espécies (Bock et al., 2007).

A medida que espécies novas são amostradas, existe uma grande probabilidade de novos traços serem amostrados, assim, não é surpresa que a riqueza funcional (FRic) apresente uma correlação positiva com a riqueza de espécies (Villéger et al., 2008). Embora essa correlação seja demonstrada em outros trabalhos (Mouchet et al., 2010; Ding et al., 2013; Karadimou et al., 2016), a riqueza funcional tende a ser mais influenciada pela regra de assembleia do que pela riqueza de espécies em si (Mouchet et al., 2010), dessa forma, a própria redundância funcional entre as espécies coexistentes pode modificar essa relação (Várbíró et al., 2017). A uniformidade funcional, assim como a dispersão e a divergência funcional não apresentaram correlação significativa com a riqueza de espécies nem entre si, assim como resultados obtidos em dados simulados (Villéger et al., 2008; Laliberté & Legendre, 2010) ou dados empíricos (Pakeman, 2011).

Contudo, em um estudo com comunidades insulares de aves no leste chinês, foi identificada uma correlação negativa entre a riqueza funcional (FRic) e a divergência funcional (FDiv), que teve causa atribuída à ausência de espécies verdadeiramente abundantes nas assembleias dessas ilhas (Ding et al., 2013).

Relação entre a diversidade e a passagem

Área

Nesse trabalho, a riqueza de espécies foi positivamente relacionada com a área dos fragmentos, condizendo com a teoria da biogeografia de ilhas (MacArthur & Wilson, 1967) e consoante com vários trabalhos que identificaram essa relação para diversos táxons, seja em ilhas verdadeiras ou ilhas de habitat (Lomolino, 2000; Lomolino & Weiser, 2001; Horner-Devine et al., 2004; Peay et al., 2007; Wilson et al., 2012; Matthews et al., 2016). Um dos mecanismos mais citados como causador dessa relação é a heterogeneidade de habitats. Em áreas maiores, existe uma maior probabilidade de novos habitats, com maior disponibilidade de recursos distintos serem encontrados, assim como, as espécies dependentes desses habitats (Connor & McCoy, 2001). Por sua vez, a riqueza funcional (FRic), que mede a amplitude dos traços ocupados pela comunidade, pode ser afetada pela área dos fragmentos ou mesmo se manter constante quando a redundância funcional é alta (Mason et al., 2005). Contudo, com o surgimento de novos habitats, espécies com traços únicos surgem para ocupar os novos nichos, aumentando a riqueza funcional (Ding et al., 2013; Mazel et al., 2014; Whittaker et al., 2014; Karadimou et al., 2016), assim como foi visto nesse trabalho e corroborando sua hipótese.

Embora ambas as relações positivas de espécie-área e riqueza funcional-área tenham sido confirmadas, estas não são homologas. Por meio da ANCOVA, foi verificado que existe diferença significativa na inclinação das regressões dessas relações, sendo que a riqueza funcional possui uma inclinação ($z \cong 0.05$) significativamente menor do que a apresentada pela riqueza de espécies ($z \cong 0.14$). Essa diferença se atribui ao surgimento de espécies que não possui traços únicos para aumentar o volume funcional, ou seja, indica o surgimento de espécies redundantes ao longo do gradiente (Mason et al., 2005). Ainda que outros estudos com assembleias de aves insulares tenha apresentado um resultado semelhante (Ding et al., 2013), o mesmo não se aplica para todos os grupos ou mesmo localidades. Em assembleias de plantas em ilhas do arquipélago Santorini na Grécia, foi observado uma maior complementaridade funcional do que redundância, de

modo que os maiores valores de inclinações foram encontrados nas relações riqueza funcional-área em comparação com as relações espécies-área (Karadimou et al., 2016).

Além da diferença entre essas regressões de riqueza de espécie-área e riqueza funcional área, a relação negativa da dispersão funcional com a área também indica o surgimento de espécies redundantes ao longo do aumento de área dos fragmentos (Karadimou et al., 2016). Como a dispersão funcional é medida pela distância média das espécies ao centroide do espaço funcional, pesada pela abundância relativa das espécies (Laliberté & Legendre, 2010), quanto menor for a dispersão, mais similares são os traços entre as espécies que compõem a assembleia. Sendo assim a diminuição dos valores de FDis, presente nas assembleias de aves, ao longo do aumento da área dos fragmentos, apoia o surgimento de espécies redundantes (Karadimou et al., 2016). A redundância funcional está ligada diretamente à resiliência frente à distúrbios, de modo que assembleias com maior redundância funcional tendem a ter uma maior estabilidade mesmo que algumas espécies (redundantes) sejam perdidas (Walker, 1992; Walker et al., 1999; Edwards et al., 2013; Pillar et al., 2013; Kang et al., 2015). Fatores como estágios sucessionais ou a composição de espécies do pool regional podem afetar a dispersão funcional (Lohbeck et al., 2012; Sitters et al., 2016; Warring et al., 2016; Berriozabal-Islas et al., 2017; McWilliam et al., 2018).

Não obstante algumas pesquisas tenham identificado a relação entre a uniformidade funcional (FEve) e a divergência funcional (FDiv) com a área (Ding et al., 2013) ou com a heterogeneidade de habitat (Lee & Martin, 2017), neste trabalho não houve relação significativa dessas duas métricas em relação nenhum gradiente das métricas de paisagem, não corroborando a influência da área sobre estas métricas. A prevalência das mesmas espécies como mais abundantes na maioria dos fragmentos, é a possível explicação para a invariância de FDiv. Por exemplo, houve pouca variação entre as quatro espécies mais abundantes em todos fragmentos, sendo que *Coereba flaveola* (Linnaeus, 1758), *Columbina talpacoti* (Temminck, 1810) e *Tyrannus melancholicus* Vieillot, 1819 estavam entre as espécies mais abundantes em cinco, seis e sete fragmentos, respectivamente. Como a divergência funcional é medida pela distância das espécies mais abundantes em relação ao centroide do espaço funcional (Villéger et al., 2008), a permanência das mesmas espécies como mais abundantes ao longo do gradiente impossibilita grandes mudanças em FDiv.

Com relação à uniformidade funcional (FEve), foi esperado que essa diminuísse com a introdução de espécies com traços únicos devido às variações na heterogeneidade

da vegetação ao longo do gradiente de área (Sitters et al., 2016). No entanto, como a FEve mede o quão uniforme é a distribuição da abundância de indivíduos ao longo do espaço funcional (Mason et al., 2005; Villéger et al., 2008), a introdução de espécies redundantes pode ter gerado um padrão distinto do esperado. Em outras palavras, algumas novas espécies, ao longo do gradiente, não representaram traços únicos a ponto de reduzir a uniformidade funcional e gerar uma relação significativa (Mason et al., 2005; Villéger et al., 2008). Dessa forma, esses dados corroboram a hipótese de que a uniformidade funcional influencia os processos ecossistêmicos independente da riqueza de espécies e da riqueza funcional (Petchey & Gaston, 2006).

Isolamento e forma

Vários trabalhos tem citado o isolamento, assim como, a forma de ilhas ou manchas de habitat como modificadores da diversidade, seja ela taxonômica ou funcional (Diamond, 1975; Hill & Curran, 2003; Ding et al., 2013; Giladi et al., 2014; Song et al., 2018). Apesar disso, nesse trabalho as relações significativas das métricas de diversidade ao isolamento, refletem o mesmo padrão encontrado para a área. Isso ocorreu porque o desenho espacial do mosaico gerou uma correlação entre a área e o isolamento (Tabela 3), mascarando seu efeito sobre a diversidade gerando um resultado falso positivo.

Por exemplo, a relação da riqueza de espécies com o isolamento ao maior fragmento foi significativa ($R^2 = 0.41$, $n = 9$, $p = 0.03$) porem, reflete a relação espécies-área pela correlação entre o isolamento e a área ($R^2 = 0.81$, $n = 10$, $p = 0.0002$). O mesmo ocorreu com a riqueza de espécie em relação ao índice de forma ($R^2 = 0.54$, $n = 10$, $p = 0.009$). Nesse caso, o previsto era que a riqueza de espécies diminuísse com o índice de forma, pois fragmentos mais circulares tenderiam a diminuir as distancias de dispersão internas do fragmento ao contrário de fragmentos com forma mais complexa que dificultam os processo de migração interna, impossibilitando a manutenção de populações viáveis (Diamond, 1975; Hill & Curran, 2003). Contudo, os fragmentos mais circulares foram os menores, assim, o resultado da relação espécies-forma também é um falso positivo causado pelo aumento no número de espécies ao longo do gradiente de área.

Modelo nulo e regras de assembleia

Além de padrões do número de espécies, vem-se buscando entender a influência de gradientes ambientais sobre outros aspectos da diversidade, como a competição interespecífica, a predação (Schoener et al., 2016) ou mesmo os mecanismos por trás da coexistência de espécies (Mason et al., 2013; Cadotte & Tucker, 2017). Nesse trabalho, buscou-se identificar a influência de aspectos da paisagem fragmentada sobre as facetas da diversidade funcional das espécies de aves, assim como os mecanismos que possibilitam a coocorrência das espécies. As regras de assembleia seriam os mecanismos responsáveis pela formação e manutenção de comunidades (Weiher & Keddy, 1999). Uma comunidade pode ser o resultado do processo de filtragem ambiental, onde apenas as espécies com os traços necessários para sobreviver em um determinado conjunto de condições ambientais são selecionadas (Zobel, 1997). Dessa forma, as espécies dessa comunidade tendem a ser mais próximas funcionalmente (Mouchet et al., 2010). Por outro lado, a coexistência de espécies muito similares pode ser inviabilizada pela exclusão competitiva (Hardin, 1960; MacArthur & Levins, 1967), assim, a comunidade tende a ser composta por espécies mais dissimilares (Mouchet et al., 2010).

A predição da similaridade limitante como regra de assembleia modeladora das comunidades de aves no mosaico estudado e sua intensificação com a redução da área, foi confirmada. Sete assembleias do mosaico estudado tiveram valores de FRic maiores que o esperado pelo acaso (Tabela 6). Esse resultado implica que a regra de assembleia mais influente nessas comunidades foi a similaridade limitante, assim, suas espécies são mais dispersas funcionalmente (Mookerji et al., 2004; Mouchet et al., 2010; Almeida et al., 2016; Valdivia et al., 2017). Contudo, outros padrões tem sido observados, indicando que as regras de assembleia são contexto-dependentes (Mouillot et al., 2007; Mason et al., 2013; Valdivia et al., 2017). Por exemplo, assembleias de aves, em ilhas fluviais do Lago das Mil Ilhas no leste da China, tiveram os filtros ambientais como mecanismo em sua montagem e isso se deve, possivelmente, pela baixa heterogeneidade da vegetação (Ding et al., 2013). Devido à raridade de pesquisas com a mesma abordagem, se torna muito precipitado afirmar a dominância de uma regra de assembleia específica em montagens de assembleias de aves em ambientes fragmentados, sendo que existe muitos aspectos envolvidos que ainda requerem estudo, como a heterogênesse de habitats ao longo do gradiente latitudinal.

A dispersão funcional, tende a ser alta quando existe bastante diferenciação entre as espécies, assim, haverá uma menor competição por recurso (Mason et al., 2005; Laliberté & Legendre, 2010). Dessa forma, a relação dispersão funcional-área aqui encontrada, nada mais é que um produto da relação competição-área. Sendo que, assembleias formadas pela exclusão competitiva possuem composição funcionalmente dispersa (MacArthur & Levins, 1967; Mouchet et al., 2010). Com a distância entre a FRic observada e o intervalo de confiança dos modelos nulo, observa-se uma redução na força da similaridade limitante como regra de assembleia ao longo do gradiente de área, dessa forma, a sobrevivência e a persistência das espécies e o resultado das interações competitivas variam ao longo do gradiente ambiental (Cadotte & Tucker, 2017). Com esse enfraquecimento, espécies redundantes são encontradas, resultando na diminuição da dispersão funcional e gerando a diferença entre as relações espécies-área e riqueza funcional-área (Laliberté & Legendre, 2010; Mason et al., 2013). De fato, esse cenário é um indicio da presença do fantasma da competição passada (Connell, 1980), gerado pela redução do habitat e sua substituição pela monocultura.

Embora a equabilidade de Pielou tenha se comportado como esperado, diminuindo significativamente com o aumento da área, essa relação pode estar muito mais ligada à regra de assembleia do que com a área. Acredita-se que o padrão encontrado para a equabilidade de Pielou, seja influenciado pelo afrouxamento da força da competição. A competição pode ser uma explicação potencial para variações na equabilidade de espécies (Hillebrand et al., 2008), ao passo que espécies possuem traços mais semelhantes, maior é a competição entre elas (MacArthur & Levins, 1967), assim, a espécie com menor fitness tende a diminuir em abundância até a sua exclusão competitiva (Hillebrand et al., 2008; Cadotte & Tucker, 2017). No cenário amostrado, a diminuição da força da competição como regra de assembleia ao longo do gradiente de área, permite uma menor dispersão entre as espécies, pela diminuição do efeito das interações de competição, possibilitando a entrada de espécies redundantes. Dentre essas espécies, as de menor fitness que experimentam fortes interações de competição, mantem baixas abundâncias (Cotgreave, 1994; Berger & Gese, 2007; Hillebrand et al., 2008; Violle et al., 2011), gerando assim o padrão negativo encontrado para a relação equabilidade-área nesse estudo.

Em suma, esse trabalho demonstra a influência da redução da área florestal sobre a diversidade taxonômica e funcional de aves na Mata Atlântica fragmentada e sobre os mecanismos por trás da coexistência das espécies. É demonstrado que a relação espécies

área não é um mero reflexo do efeito amostral, pois o que está por trás da montagem dessas assembleias é um mecanismo determinístico, a competição. Acredita-se que, com o avanço do desmatamento, as espécies foram submetidas à maiores forças de competição, a tal ponto que espécies de menor fitness foram excluídas das assembleias, diminuindo assim o número de espécies com a diminuição da área nos fragmentos. O mesmo ocorre com a riqueza funcional, contudo, em fragmentos maiores onde a força da competição é mais branda, é permitida a presença de espécies redundantes o que, além de gerar diferenças nas relações espécie-área e riqueza funcional-área, possivelmente impede que a uniformidade funcional tenha uma relação com a área assim como a equabilidade J' .

Sendo assim, a preservação de grandes fragmentos no ambiente de Mata Atlântica é mais indicada para a conservação da diversidade funcional de aves e consequentemente a preservação de um maior número de espécies do que nos fragmentos pequenos. No entanto, enfatiza-se a necessidade de mais trabalhos que abordem os padrões de diversidade funcional de aves em ambientes fragmentados. Uma abordagem que relacione a fragmentação com gradientes latitudinais, altitudinais e de heterogeneidade de paisagem pode prover informações mais precisas sobre os mecanismos de coexistência de espécies nesses ambientes e gradientes ambientais.

Referências Bibliográficas

- Almeida, S.M., Silva, L.C., Cardoso, M.R., Cerqueira, P.V., Juen, L. & Santos, M.P.D. (2016) The effects of oil palm plantations on the functional diversity of Amazonian birds. *Journal of Tropical Ecology*, **32** (6), 510-525. doi: 10.1017/S0266467416000377
- Aragão, R., Santana, G.R., Costa, C.E.F.F., Cruz, M.A., Figueiredo, E.E. & Srinivasan, V.S. (2013) Chuvas intensas para o estado de Sergipe com base em dados desagregados de chuva diária. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, **17** (3), 243-252. doi: 10.1590/S1415-43662013000300001
- Arrhenius, O. (1921) Species and Area. *Journal of Ecology*, **9** (1), 95-99. doi: 10.2307/2255763
- Berger, K.M. & Gese, E.M. (2007) Does interference competition with wolves limit the distribution and abundance of coyotes? *Journal of Animal Ecology*, **76** (6), 1075-1085. doi: 10.1111/j.1365-2656.2007.01287.x
- Berriozabal-Islas, C., Badillo-Saldaña, L.M., Ramírez-Bautista, A. & Moreno, C.E. (2017) Effects of Habitat Disturbance on Lizard Functional Diversity in a Tropical Dry Forest of the Pacific Coast of Mexico. *Tropical Conservation Science*, **10**, 1-11. doi: 10.1177/1940082917704972
- Bibby, C., Jones, M. & Stuart, M. (1998) Expedition Field Techniques: Bird surveys. London, Expedition Advisory Centre.
- Bock, C.E., Jones, Z.F. & Bock, J.H. (2007) Relationships between species richness, evenness, and abundance in a Southwestern Savanna. *Ecology*, **88** (5), 1322-1327. doi: 10.1890/06-0654
- Brown, J.H. (1995) Macroecology. Chicago, University of Chicago Press.
- Cadotte, M.W., Carscadden, K. & Mirotchnick, N. (2011) Beyond species: functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. *Journal of Applied Ecology*, **48** (5), 1079-1087. doi: 10.1111/j.1365-2664.2011.02048.x
- Cadotte, M.W. & Tucker, C.M. (2017) Should Environmental Filtering be Abandoned? *Trends in Ecology & Evolution*, **32** (6), 429-437. doi: 10.1016/j.tree.2017.03.004
- Chao, A. (1984) Nonparametric Estimation of the Number of Classes in a Population. *Scandinavian Journal of Statistics*, **11** (4), 265-270. doi:
- Colwell, R. (2013) EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples., Version 9,

- Connell, J.H. (1980) Diversity and the Coevolution of Competitors, or the Ghost of Competition Past. *Oikos*, **35** (2), 131-138. doi: 10.2307/3544421
- Connor, E.F. & McCoy, E.D. (2001) Species–Area Relationships. In S.A. Levin (eds.), *Encyclopedia of Biodiversity*, pp. 397-411. New York, Elsevier.
- Cotgreave, P. (1994) The relation between body size and abundance in a bird community: the effects of phylogeny and competition. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, **256** (1346), 147-149. doi: 10.1098/rspb.1994.0062
- Diamond, J.M. (1975) The island dilemma: Lessons of modern biogeographic studies for the design of natural reserves. *Biological Conservation*, **7** (2), 129-146. doi: 10.1016/0006-3207(75)90052-X
- Diaz, S., Cabido, M. & Casanoves, F. (1998) Plant functional traits and environmental filters at a regional scale. *Journal of Vegetation Science*, **9** (1), 113-122. doi: 10.2307/3237229
- Ding, Z., Feeley, K.J., Wang, Y., Pakeman, R.J. & Ding, P. (2013) Patterns of bird functional diversity on land-bridge island fragments. *Journal of Animal Ecology*, **82** (4), 781-790. doi: 10.1111/1365-2656.12046
- Dunning, J.B. (2007) CRC Handbook of Avian Body Masses, 2 edn. Boca Raton, CRC Press.
- Edie, S.M., Jablonski, D. & Valentine, J.W. (2018) Contrasting responses of functional diversity to major losses in taxonomic diversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **115** (4), 732-737. doi: 10.1073/pnas.1717636115
- Edwards, F.A., Edwards, D.P., Hamer, K.C. & Davies, R.G. (2013) Impacts of logging and conversion of rainforest to oil palm on the functional diversity of birds in Sundaland. *Ibis*, **155** (2), 313-326. doi: 10.1111/ibi.12027
- ESRI. (2016) ArcGis, 10.5, Redlands, California, Environmental Systems Research Institute
- Fahrig, L. (2003) Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution Systematics*, **34** (1), 487-515. doi:
- Farias, M.C.V. (2013) Apresentando Sergipe. In A.P.d.N. Prata, M.d.C.E.d. Amaral, M.C.V. Farias & M.V. Alves (eds.), *Flora de Sergipe*, pp. 19-34. Aracaju, Gráfica e Editora Triunfo.

- Fundação SOS Mata Atlântica & INEP (2015) Atlas da Mata Atlântica mostra situação do desmatamento em Sergipe. (eds M.M. Hirota & F.J. Ponzoni), pp. 4. Fundação SOS Mata Atlântica e Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais -INEP, São Paulo.
- Gagic, V., Bartomeus, I., Jonsson, T., Taylor, A., Winqvist, C., Fischer, C., Slade, E.M., Steffan-Dewenter, I., Emmerson, M., Potts, S.G., Tschardtke, T., Weisser, W. & Bommarco, R. (2015) Functional identity and diversity of animals predict ecosystem functioning better than species-based indices. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, **282** (1801). doi: 10.1098/rspb.2014.2620
- Gascon, C., Williamson, G.B. & da Fonseca, G.A.B. (2000) Receding Forest Edges and Vanishing Reserves. *Science*, **288** (5470), 1356-1358. doi: 10.1126/science.288.5470.1356
- Giladi, I., May, F., Ristow, M., Jeltsch, F. & Ziv, Y. (2014) Scale-dependent species–area and species–isolation relationships: a review and a test study from a fragmented semi-arid agro-ecosystem. *Journal of Biogeography*, **41** (6), 1055-1069. doi: 10.1111/jbi.12299
- Goswami, M., Bhattacharyya, P., Mukherjee, I. & Tribedi, P. (2017) Functional Diversity: An Important Measure of Ecosystem Functioning. *Advances in Microbiology*, **7** (1), 82-93. doi: 10.4236/aim.2017.71007
- Gotelli, N.J. & McCabe, D.J. (2002) SPECIES CO-OCCURRENCE: A META-ANALYSIS OF J. M. DIAMOND'S ASSEMBLY RULES MODEL. *Ecology*, **83** (8), 2091-2096. doi: 10.1890/0012-9658(2002)083[2091:SCOAMA]2.0.CO;2
- Gower, J.C. (1971) A General Coefficient of Similarity and Some of Its Properties. *Biometrics*, **27** (4), 857-871. doi: 10.2307/2528823
- Hardin, G. (1960) The Competitive Exclusion Principle. *Science*, **131** (3409), 1292-1297. doi: 10.1126/science.131.3409.1292
- Hill, J.L. & Curran, P.J. (2003) Area, shape and isolation of tropical forest fragments: effects on tree species diversity and implications for conservation. *Journal of Biogeography*, **30** (9), 1391-1403. doi: 10.1046/j.1365-2699.2003.00930.x
- Hillebrand, H., Bennett, D.M. & Cadotte, M.W. (2008) Consequences of dominance: A review of evenness effects on local and regional ecosystem processes. *Ecology*, **89** (6), 1510-1520. doi: 10.1890/07-1053.1
- Horner-Devine, M.C., Lage, M., Hughes, J.B. & Bohannan, B.J.M. (2004) A taxa–area relationship for bacteria. *Nature*, **432**, 750-753. doi: 10.1038/nature03073
- Hubbell, S.P. (2001) The Unified Neutral Theory of Biodiversity and Biogeography (MPB-32). Princeton, NJ., Princeton University Press.

- Hutchinson, G.E. (1957) Concluding Remarks. *Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology*, **22**, 415-427. doi: 10.1101/sqb.1957.022.01.039
- Jacomine, P.K.T., Montenegro, J.O., Ribeiro, M.R. & Formiga, R.A. (1975) Levantamento exploratório-reconhecimento de solos do estado de Sergipe. Recife, SUDENE-DRN.
- Kang, S., Ma, W., Li, F.Y., Zhang, Q., Niu, J., Ding, Y., Han, F. & Sun, X. (2015) Functional Redundancy Instead of Species Redundancy Determines Community Stability in a Typical Steppe of Inner Mongolia. *PLoS ONE*, **10** (12), e0145605. doi: 10.1371/journal.pone.0145605
- Karadimou, E.K., Kallimanis, A.S., Tsiripidis, I. & Dimopoulos, P. (2016) Functional diversity exhibits a diverse relationship with area, even a decreasing one. *Scientific Reports*, **6** (35420), 1-9. doi: 10.1038/srep35420
- Kottek, M., Grieser, J., Beck, C., Rudolf, B. & Rubel, F. (2006) World Map of the Köppen-Geiger climate classification updated. *Meteorologische Zeitschrift*, **15** (3), 259-263. doi: 10.1127/0941-2948/2006/0130
- Kraft, N.J.B., Valencia, R. & Ackerly, D.D. (2008) Functional Traits and Niche-Based Tree Community Assembly in an Amazonian Forest. *Science*, **322** (5901), 580-582. doi: 10.1126/science.1160662
- Laliberté, E. & Legendre, P. (2010) A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology*, **91** (1), 299-305. doi: 10.1890/08-2244.1
- Laurance, W.F. (2008) Theory meets reality: How habitat fragmentation research has transcended island biogeographic theory. *Biological Conservation*, **141** (7), 1731-1744. doi: 10.1016/j.biocon.2008.05.011
- Lawton, J.H. (1999) Are There General Laws in Ecology? *Oikos*, **84** (2), 177-192. doi: 10.2307/3546712
- Lee, M.-B. & Martin, J.A. (2017) Avian Species and Functional Diversity in Agricultural Landscapes: Does Landscape Heterogeneity Matter? *PLoS ONE*, **12** (1), e0170540. doi: 10.1371/journal.pone.0170540
- Legendre, P. & Legendre, L.F. (2012) Numerical ecology, 3 edn. Amsterdam, Elsevier.
- Lohbeck, M., Poorter, L., Paz, H., Pla, L., van Breugel, M., Martínez-Ramos, M. & Bongers, F. (2012) Functional diversity changes during tropical forest succession. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, **14** (2), 89-96. doi: 10.1016/j.ppees.2011.10.002

- Lomolino & Weiser (2001) Towards a more general species–area relationship: diversity on all islands, great and small. *Journal of Biogeography*, **28** (4), 431–445. doi: 10.1046/j.1365-2699.2001.00550.x
- Lomolino, M.V. (2000) Ecology’s most general, yet protean 1 pattern: the species-area relationship. *Journal of Biogeography*, **27** (1), 17–26. doi: 10.1046/j.1365-2699.2000.00377.x
- Lomolino, M.V. (2001) The species-area relationship: new challenges for an old pattern. *Progress in Physical Geography*, **25** (1), 1–21. doi: 10.1177/030913330102500101
- Loreau, M. (2004) Does functional redundancy exist? *Oikos*, **104** (3), 606–611. doi: 10.1111/j.0030-1299.2004.12685.x
- MacArthur, R. & Levins, R. (1967) The Limiting Similarity, Convergence, and Divergence of Coexisting Species. *The American Naturalist*, **101** (921), 377–385. doi:
- MacArthur, R.H. & Wilson, E.O. (1967) The theory of island biogeography. Princeton, NJ, Princeton University Press.
- MacDonald, Z.G., Nielsen, S.E. & Acorn, J.H. (2017) Negative relationships between species richness and evenness render common diversity indices inadequate for assessing long-term trends in butterfly diversity. *Biodiversity and Conservation*, **26** (3), 617–629. doi: 10.1007/s10531-016-1261-0
- Mason, N.W.H., Bello, F., Mouillot, D., Pavoine, S. & Dray, S. (2013) A guide for using functional diversity indices to reveal changes in assembly processes along ecological gradients. *Journal of Vegetation Science*, **24** (5), 794–806. doi: 10.1111/jvs.12013
- Mason, N.W.H., Mouillot, D., Lee, W.G. & Wilson, J.B. (2005) Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. *Oikos*, **111** (1), 112–118. doi: 10.1111/j.0030-1299.2005.13886.x
- Matthews, T.J., Guilhaumon, F., Triantis, K.A., Borregaard, M.K. & Whittaker, R.J. (2016) On the form of species–area relationships in habitat islands and true islands. *Global Ecology and Biogeography*, **25** (7), 847–858. doi: 10.1111/geb.12269
- Mazel, F., Guilhaumon, F., Mouquet, N., Devictor, V., Gravel, D., Renaud, J., Cianciaruso, M.V., Loyola, R., Diniz-Filho, J.A.F., Mouillot, D. & Thuiller, W. (2014) Multifaceted diversity–area relationships reveal global hotspots of mammalian species, trait and lineage diversity. *Global Ecology and Biogeography*, **23** (8), 836–847. doi: 10.1111/geb.12158

- McDonald, J.H. (2014) Handbook of biological statistics, 3 edn. Baltimore, Maryland, Sparky House Publishing.
- McWilliam, M., Hoogenboom, M.O., Baird, A.H., Kuo, C.-Y., Madin, J.S. & Hughes, T.P. (2018) Biogeographical disparity in the functional diversity and redundancy of corals. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **115** (12), 3084-3089. doi: 10.1073/pnas.1716643115
- Mookerji, N., Weng, Z. & Mazumder, A. (2004) Food partitioning between coexisting Atlantic salmon and brook trout in the Sainte-Marguerite River ecosystem, Quebec. *Journal of Fish Biology*, **64** (3), 680-694. doi: 10.1111/j.1095-8649.2004.00333.x
- Mouchet, M.A., Villéger, S., Mason, N.W.H. & Mouillot, D. (2010) Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. *Functional Ecology*, **24** (4), 867-876. doi: 10.1111/j.1365-2435.2010.01695.x
- Mouillot, D., Dumay, O. & Tomasini, J.A. (2007) Limiting similarity, niche filtering and functional diversity in coastal lagoon fish communities. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **71** (3), 443-456. doi: 10.1016/j.ecss.2006.08.022
- Mouillot, D., Graham, N.A.J., Villéger, S., Mason, N.W.H. & Bellwood, D.R. (2013) A functional approach reveals community responses to disturbances. *Trends in Ecology & Evolution*, **28** (3), 167-177. doi: 10.1016/j.tree.2012.10.004
- Pakeman, R.J. (2011) Functional diversity indices reveal the impacts of land use intensification on plant community assembly. *Journal of Ecology*, **99** (5), 1143-1151. doi: 10.1111/j.1365-2745.2011.01853.x
- Peay, K.G., Bruns, T.D., Kennedy, P.G., Bergemann, S.E. & Garbelotto, M. (2007) A strong species–area relationship for eukaryotic soil microbes: island size matters for ectomycorrhizal fungi. *Ecology Letters*, **10** (6), 470-480. doi: 10.1111/j.1461-0248.2007.01035.x
- Petchey, O.L. & Gaston, K.J. (2006) Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecology Letters*, **9** (6), 741-758. doi: 10.1111/j.1461-0248.2006.00924.x
- Pielou, E.C. (1966) The measurement of diversity in different types of biological collections. *Journal of Theoretical Biology*, **13**, 131-144. doi: 10.1016/0022-5193(66)90013-0
- Pillar, V.D., Blanco, C.C., Müller, S.C., Sosinski, E.E., Joner, F. & Duarte, L.D.S. (2013) Functional redundancy and stability in plant communities. *Journal of Vegetation Science*, **24** (5), 963-974. doi: 10.1111/jvs.12047

- R Core Team. (2018) A language and environment for statistical computing, 3.4.4, Vienna, Austria, R Foundation for Statistical Computing
- Riemann, Jana C., Ndriantsoa, Serge H., Rödel, M.-O. & Glos, J. (2017) Functional diversity in a fragmented landscape — Habitat alterations affect functional trait composition of frog assemblages in Madagascar. *Global Ecology and Conservation*, **10**, 173-183. doi: 10.1016/j.gecco.2017.03.005
- Scheiner, S.M. (2003) Six types of species-area curves. *Global Ecology and Biogeography*, **12** (6), 441-447. doi: 10.1046/j.1466-822X.2003.00061.x
- Schoener, T.W., Spiller, D.A. & Piovia-Scott, J. (2016) Variation in ecological interaction strength with island area: theory and data from the Bahamian archipelago. *Global Ecology and Biogeography*, **25** (7), 891-899. doi: 10.1111/geb.12297
- Schreiner, H.G. (1988) Viabilidade de um sistema silvipastoril em solos de areia quartzosa no estado de São Paulo. *Boletim de Pesquisa Florestal*, **17**, 33-38. doi:
- Sigrist, T. (2015) Aves do Brasil Oriental - Guia de bolso. Vinhedo/SP, Avisbrasilis.
- Sitters, H., York, A., Swan, M., Christie, F. & Di Stefano, J. (2016) Opposing Responses of Bird Functional Diversity to Vegetation Structural Diversity in Wet and Dry Forest. *PLoS ONE*, **11** (10), e0164917. doi: 10.1371/journal.pone.0164917
- Song, X., Holt, R.D., Si, X., Christman, M.C. & Ding, P. (2018) When the species–time–area relationship meets island biogeography: Diversity patterns of avian communities over time and space in a subtropical archipelago. *Journal of Biogeography*, **45**, 664-675. doi: 10.1111/jbi.13146
- Sousa, M.C. (2009) Aves de oito localidades do estado de Sergipe. *Atualidades Ornitológicas*, **149**, 33-57. doi:
- Symonds, Matthew R.E. & Johnson, Christopher N. (2008) Species Richness and Evenness in Australian Birds. *The American Naturalist*, **171** (4), 480-490. doi: 10.1086/528960
- Tilman, D. (2001) Functional Diversity. In S.A. Levin (eds.), *Encyclopedia of Biodiversity*, pp. 109-120. San Diego, Academic Press.
- Toussaint, A., Charpin, N., Brosse, S. & Villéger, S. (2016) Global functional diversity of freshwater fish is concentrated in the Neotropics while functional vulnerability is widespread. *Scientific Reports*, **6** (22125), 1-9. doi: 10.1038/srep22125
- Triantis, K.A., Guilhaumon, F. & Whittaker, R.J. (2012) The island species–area relationship: biology and statistics. *Journal of Biogeography*, **39** (2), 215-231. doi: 10.1111/j.1365-2699.2011.02652.x

- Ulrich, W., Lens, L., Tobias, J.A. & Habel, J.C. (2016) Contrasting Patterns of Species Richness and Functional Diversity in Bird Communities of East African Cloud Forest Fragments. *PLoS ONE*, **11** (11), e0163338. doi: 10.1371/journal.pone.0163338
- Valdivia, N., Segovia-Rivera, V., Fica, E., Bonta, C.C., Aguilera, M.A. & Broitman, B.R. (2017) Context-dependent functional dispersion across similar ranges of trait space covered by intertidal rocky shore communities. *Ecology and Evolution*, **7** (6), 1882-1891. doi: 10.1002/ece3.2762
- Várbíró, G., Görgényi, J., Tóthmérész, B., Padisák, J., Hajnal, É. & Borics, G. (2017) Functional redundancy modifies species–area relationship for freshwater phytoplankton. *Ecology and Evolution*, **7** (23), 9905-9913. doi: 10.1002/ece3.3512
- Villéger, S., Mason, N.W.H. & Mouillot, D. (2008) New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology*, **89** (8), 2290-2301. doi: 10.1890/07-1206.1
- Violle, C., Nemergut Diana, R., Pu, Z. & Jiang, L. (2011) Phylogenetic limiting similarity and competitive exclusion. *Ecology Letters*, **14** (8), 782-787. doi: 10.1111/j.1461-0248.2011.01644.x
- Vitule, J.R.S., Agostinho, A.A., Azevedo-Santos, V.M., Daga, V.S., Darwall, W.R.T., Fitzgerald, D.B., Frehse, F.A., Hoeinghaus, D.J., Lima-Junior, D.P., Magalhães, A.L.B., Orsi, M.L., Padial, A.A., Pelicice, F.M., Petrere, M., Pompeu, P.S. & Winemiller, K.O. (2017) We need better understanding about functional diversity and vulnerability of tropical freshwater fishes. *Biodiversity and Conservation*, **26** (3), 757-762. doi: 10.1007/s10531-016-1258-8
- Walker, B., Kinzig, A. & Langridge, J. (1999) Original Articles: Plant Attribute Diversity, Resilience, and Ecosystem Function: The Nature and Significance of Dominant and Minor Species. *Ecosystems*, **2** (2), 95-113. doi: 10.1007/s100219900062
- Walker, B.H. (1992) Biodiversity and Ecological Redundancy. *Conservation Biology*, **6** (1), 18-23. doi: 10.1046/j.1523-1739.1992.610018.x
- Wang, X., Swenson, N.G., Wiegand, T., Wolf, A., Howe, R., Lin, F., Ye, J., Yuan, Z., Shi, S., Bai, X., Xing, D. & Hao, Z. (2013) Phylogenetic and functional diversity area relationships in two temperate forests. *Ecography*, **36** (8), 883-893. doi: 10.1111/j.1600-0587.2012.00011.x
- Warring, B., Cardoso, F.C.G., Marques, M.C.M. & Varassin, I.G. (2016) Functional diversity of reproductive traits increases across succession in the Atlantic forest. *Rodriguésia*, **67** (2), 321-333. doi: 10.1590/2175-7860201667204

- Weiher, E. & Keddy, P. (1999) *Ecological Assembly Rules Perspectives, Advances, Retreats*. Cambridge, Cambridge University Press.
- Whittaker, R.J., Rigal, F., Borges, P.A.V., Cardoso, P., Terzopoulou, S., Casanoves, F., Pla, L., Guilhaumon, F., Ladle, R.J. & Triantis, K.A. (2014) Functional biogeography of oceanic islands and the scaling of functional diversity in the Azores. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **111** (38), 13709-13714. doi: 10.1073/pnas.1218036111
- Wilcove, D.S., McLellan, C.H. & Dobson, A.P. (1986) Habitat fragmentation in the temperate zone. In M.E. Soulé (eds.), *Conservation Biology: the science of scarcity and diversity*, pp. 237-256. Sunderland, Sinauer.
- Wilman, H., Belmaker, J., Simpson, J., Rosa, C.d.l., Rivadeneira, M.M. & Jetz, W. (2014) EltonTraits 1.0: Species-level foraging attributes of the world's birds and mammals. *Ecology*, **95** (7), 2027-2027. doi: 10.1890/13-1917.1
- Wilson, J.B., Peet, R.K., Dengler, J. & Pärtel, M. (2012) Plant species richness: the world records. *Journal of Vegetation Science*, **23** (4), 796-802. doi: 10.1111/j.1654-1103.2012.01400.x
- Wittman, S.E., Sanders, N.J., Ellison, A.M., Jules, E.S., Ratchford, J.S. & Gotelli, N.J. (2010) Species interactions and thermal constraints on ant community structure. *Oikos*, **119** (3), 551-559. doi: 10.1111/j.1600-0706.2009.17792.x
- Xu, Y., Fan, X., Warren, A., Zhang, L. & Xu, H. (2018) Functional diversity of benthic ciliate communities in response to environmental gradients in a wetland of Yangtze Estuary, China. *Marine Pollution Bulletin*, **127**, 726-732. doi: 10.1016/j.marpolbul.2017.12.068
- Zhang, H., John, R., Peng, Z., Yuan, J., Chu, C., Du, G. & Zhou, S. (2012) The Relationship between Species Richness and Evenness in Plant Communities along a Successional Gradient: A Study from Sub-Alpine Meadows of the Eastern Qinghai-Tibetan Plateau, China. *PLoS ONE*, **7** (11), e49024. doi: 10.1371/journal.pone.0049024
- Zobel, M. (1997) The relative role of species pools in determining plant species richness: an alternative explanation of species coexistence? *Trends in Ecology & Evolution*, **12** (7), 266-269. doi: 10.1016/S0169-5347(97)01096-3

Apêndice

Apêndice A: Matriz de traços das espécies de aves nos dez fragmentos do mosaico de Mata Atlântica da Fazenda Santana, Sergipe, Brasil.

Espécies	Guilda	Estrat- solo	Estrat- Subosque	Estrat- médio	Estrat- dossel	Estrat- arério	Massa (g)
<i>Amazilia fimbriata</i>	Frugívoro	0	80	20	0	0	4.9
<i>Amazona aestiva</i>	Frugívoro	0	30	40	30	0	451.0
<i>Aphantochroa cirrochloris</i>	Nectarívoro	0	80	20	0	0	7.7
<i>Arremon taciturnus</i>	Onívoro	50	50	0	0	0	24.8
<i>Camptostoma obsoletum</i>	Insetívoro	0	0	80	20	0	8.1
<i>Caracara plancus</i>	Carnívoro	100	0	0	0	0	1078.62
<i>Chiroxiphia pareola</i>	Frugívoro	0	50	50	0	0	16.84
<i>Chlorostilbon lucidus</i>	Nectarívoro	0	0	90	10	0	3.5
<i>Chlorostilbon notatus</i>	Nectarívoro	0	70	30	0	0	4.2
<i>Chrysolampis mosquitus</i>	Nectarívoro	0	50	30	20	0	3.9
<i>Coereba flaveola</i>	Nectarívoro	0	80	20	0	0	10.01
<i>Columbina squammata</i>	Granívoro	100	0	0	0	0	52.9
<i>Columbina talpacoti</i>	Granívoro	100	0	0	0	0	46.04
<i>Conirostrum speciosum</i>	Onívoro	60	20	20	0	0	8.8
<i>Coryphospingus pileatus</i>	Granívoro	0	60	40	0	0	15.3
<i>Crotophaga ani</i>	Onívoro	40	30	30	0	0	110.09
<i>Crypturellus parvirostris</i>	Onívoro	100	0	0	0	0	198.99
<i>Cyanerpes cyaneus</i>	Frugívoro	0	20	40	40	0	14.0
<i>cyclarhis gujanensis</i>	Insetívoro	0	40	40	20	0	28.8
<i>Dacnis cayana</i>	Onívoro	0	0	30	60	10	13.0
<i>Dryocopus lineatus</i>	Insetívoro	20	20	60	0	0	183.19
<i>Elaenia cristata</i>	Onívoro	0	30	40	30	0	18.2
<i>Elaenia flavogaster</i>	Onívoro	0	20	40	30	10	24.8
<i>Empidonomus varius</i>	Insetívoro	0	30	70	0	0	27.1
<i>Eupetomena macroura</i>	Nectarívoro	0	0	60	30	10	9.0
<i>Euphonia chlorotica</i>	Frugívoro	0	0	10	90	0	11.0
<i>Euphonia violacea</i>	Frugívoro	0	30	40	30	0	15.0
<i>Eupsittula aurea</i>	Frugívoro	70	30	0	0	0	84.62
<i>Falco femoralis</i>	Carnívoro	30	30	20	10	10	335.76
<i>Formicivora grisea</i>	Insetívoro	20	40	40	0	0	10.36
<i>Forpus xanthopterygius</i>	Frugívoro	100	0	0	0	0	31.0
<i>Galbula ruficauda</i>	Insetívoro	0	50	50	0	0	26.5
<i>Hemithraupis guira</i>	Onívoro	0	0	10	90	0	12.0
<i>Hemitriccus margaritaceiventer</i>	Insetívoro	0	40	60	0	0	8.4
<i>Hemitriccus nidipendulus</i>	Insetívoro	0	80	20	0	0	7.5
<i>Herpsilochmus pectoralis</i>	Insetívoro	0	0	100	0	0	10.86

<i>Hydropsalis albicollis</i>	Insetívoro	40	30	20	0	10	57.84
<i>Icterus pyrrhopterus tibialis</i>	Onívoro	0	20	40	40	0	35.44
<i>Lanio cristatus</i>	Onívoro	0	10	20	70	0	18.8
<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	Insetívoro	0	50	50	0	0	11.7
<i>Leptotila verreauxi</i>	Granívoro	100	0	0	0	0	146.88
<i>Manacus manacus</i>	Frugívoro	0	80	20	0	0	16.7
<i>Megarynchus pitangua</i>	Onívoro	0	10	50	40	0	69.91
<i>Milvago chimachima</i>	Carnívoro	100	0	0	0	0	315.21
<i>Myiarchus swainsoni</i>	Insetívoro	0	100	0	0	0	25.1
<i>myiodynastes maculatus</i>	Onívoro	0	0	100	0	0	43.2
<i>Myiophobus fasciatus</i>	Insetívoro	0	100	0	0	0	9.9
<i>Myiothlypis flaveola</i>	Insetívoro	60	40	0	0	0	13.19
<i>Myiozetetes similis</i>	Onívoro	20	20	40	20	0	28.0
<i>Nemosia pileata</i>	Onívoro	0	30	70	0	0	16.0
<i>Neopelma pallescens</i>	Onívoro	0	50	50	0	0	18.2
<i>Ortalis araucuan</i>	Frugívoro	0	0	50	50	0	547.72
<i>Pachyramphus polychopterus</i>	Insetívoro	0	0	100	0	0	20.8
<i>Parabuteo unicinctus</i>	Carnívoro	100	0	0	0	0	850.28
<i>Phaethornis pretrei</i>	Nectarívoro	0	100	0	0	0	5.6
<i>Phaethornis ruber</i>	Nectarívoro	0	100	0	0	0	2.4
<i>Pheugopedius genibarbis</i>	Onívoro	0	100	0	0	0	19.2
<i>Phyllomyias fasciatus</i>	Insetívoro	0	0	0	100	0	10.3
<i>Piaya cayana</i>	Onívoro	0	0	20	80	0	101.98
<i>Picumnus exilis</i>	Insetívoro	0	80	20	0	0	9.3
<i>Pitangus sulphuratus</i>	Onívoro	50	40	10	0	0	62.85
<i>Platyrinchus mystaceus</i>	Insetívoro	0	80	20	0	0	9.7
<i>Poliophtila plumbea</i>	Insetívoro	0	33	33	33	0	6.0
<i>Ramphocaenus melanurus</i>	Insetívoro	0	0	100	0	0	9.7
<i>Ramphocelus bresilius</i>	Onívoro	0	70	30	0	0	32.9
<i>Rupornis magnirostris</i>	Carnívoro	33	33	33	0	0	269.0
<i>Saltator maximus</i>	Onívoro	20	40	20	20	0	46.2
<i>Schistochlamys ruficapillus</i>	Onívoro	0	70	30	0	0	31.2
<i>Serpophaga subcristata</i>	Insetívoro	0	33	33	33	0	6.6
<i>Sporophila albogularis</i>	Granívoro	50	50	0	0	0	9.7
<i>Sporophila leucoptera</i>	Granívoro	70	30	0	0	0	15.5
<i>Sporophila nigricollis</i>	Granívoro	30	70	0	0	0	9.6
<i>Synallaxis frontalis</i>	Insetívoro	20	80	0	0	0	14.0
<i>tachyphonus rufus</i>	Onívoro	20	50	10	10	10	34.4
<i>Tangara cayana</i>	Onívoro	0	30	40	30	0	18.0
<i>Tangara palmarum</i>	Onívoro	0	0	20	70	10	39.0
<i>Tangara sayaca</i>	Onívoro	10	0	20	70	0	32.49
<i>Taraba major</i>	Insetívoro	40	40	20	0	0	59.2

<i>Tersina viridis</i>	Frugívoro	0	10	60	30	0	29.0
<i>Thalurania glaucopis</i>	Nectarívoro	0	60	40	0	0	4.8
<i>Thamnophilus pelzelni</i>	Insetívoro	0	20	80	0	0	20.9
<i>Todirostrum cinereum</i>	Insetívoro	0	33	33	33	0	6.29
<i>Tolmomyias flaviventris</i>	Insetívoro	0	0	20	80	0	12.2
<i>Troglodytes musculus</i>	Insetívoro	0	100	0	0	0	10.85
<i>Trogon curucui</i>	Onívoro	10	30	30	30	0	54.0
<i>Turdus leucomelas</i>	Onívoro	60	20	20	0	0	69.1
<i>Tyrannus melancholicus</i>	Insetívoro	0	0	50	50	0	37.4
<i>Veniliornis passerinus</i>	Insetívoro	0	33	33	33	0	32.1
<i>Vireo chivi</i>	Insetívoro	0	0	20	80	0	16.06
<i>Volatinia jacarina</i>	Granívoro	100	0	0	0	0	9.7
<i>Xiphorhynchus fuscus</i>	Insetívoro	0	50	50	0	0	21.8
<i>Xiphorhynchus guttatus</i>	Insetívoro	0	10	90	0	0	59.69

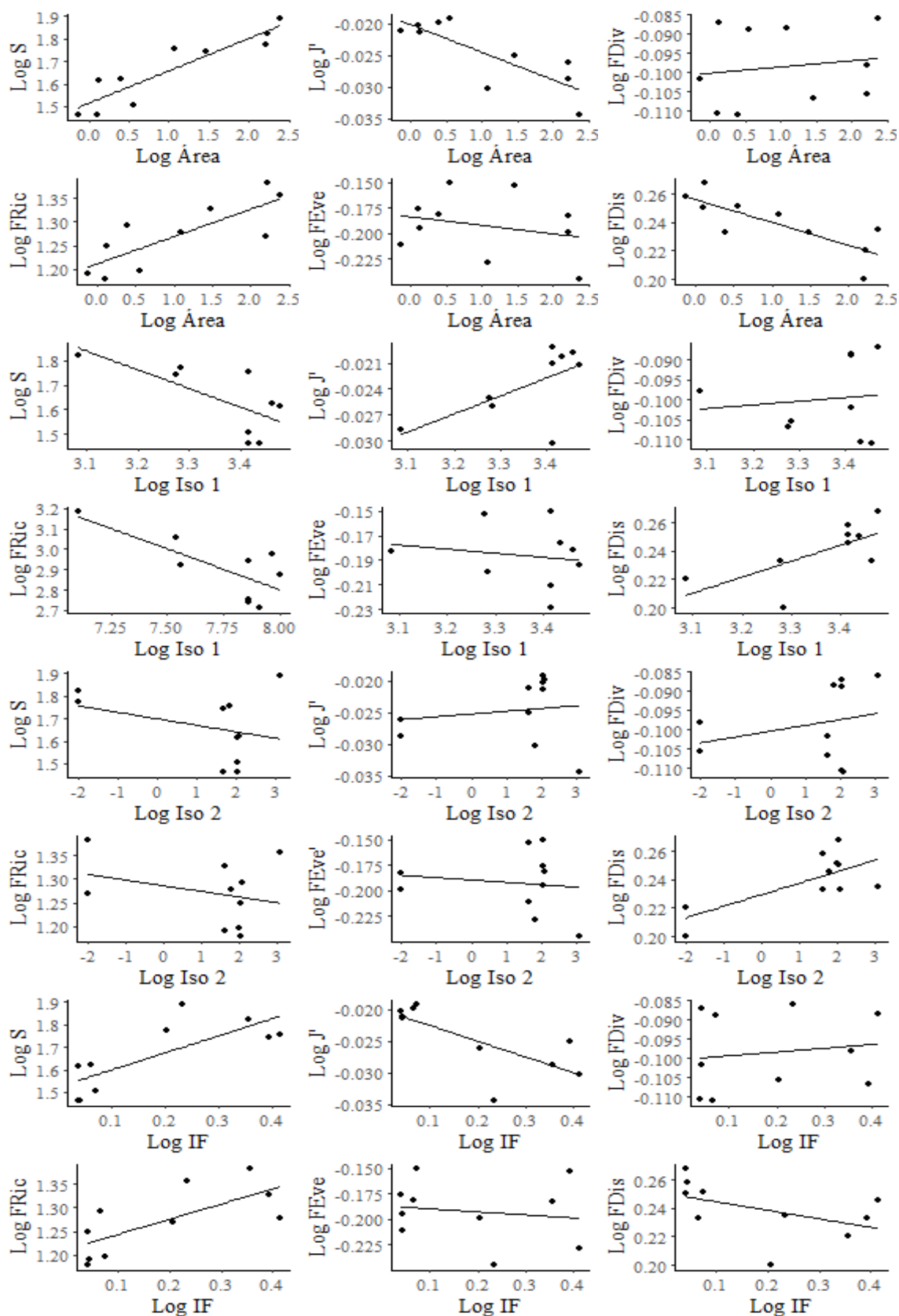
Apêndice B: Matriz de abundância de espécies de aves nos dez fragmentos do mosaico de Mata Atlântica da Fazenda Santana, Sergipe, Brasil.

Espécies	F1	F2	F3	F4	F5	F6	F7	F8	F9	F10
<i>Amazilia fimbriata</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Amazona aestiva</i>	13	5	5	1	0	0	0	0	0	0
<i>Aphantochroa cirrochloris</i>	1	0	0	0	1	0	1	1	0	0
<i>Arremon taciturnus</i>	16	13	16	7	2	1	0	2	5	0
<i>Camptostoma obsoletum</i>	22	4	6	4	7	4	1	2	1	3
<i>Caracara plancus</i>	2	4	0	1	0	0	1	0	0	0
<i>Chiroxiphia pareola</i>	1	7	11	3	0	0	0	0	0	0
<i>Chlorostilbon lucidus</i>	2	2	2	5	3	2	3	4	0	3
<i>Chlorostilbon notatus</i>	2	1	5	4	1	0	0	2	1	1
<i>Chrysolampis mosquitus</i>	1	1	0	1	1	1	0	1	0	0
<i>Coereba flaveola</i>	14	6	8	5	11	6	4	5	4	5
<i>Columbina squammata</i>	0	1	0	2	1	0	3	2	0	4
<i>Columbina talpacoti</i>	16	3	5	8	15	3	2	8	2	5
<i>Conirostrum speciosum</i>	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Coryphospingus pileatus</i>	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Crotophaga ani</i>	3	1	0	2	6	1	0	0	0	0
<i>Crypturellus parvirostris</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cyanerpes cyaneus</i>	1	3	3	0	4	0	0	0	0	0
<i>Cyclarhis gujanensis</i>	14	4	6	4	2	0	4	3	2	2
<i>Dacnis cayana</i>	11	4	6	8	5	2	3	3	2	2
<i>Dryocopus lineatus</i>	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0
<i>Elaenia cristata</i>	4	1	5	1	2	2	2	1	0	1
<i>Elaenia flavogaster</i>	12	5	3	2	3	3	1	1	0	0

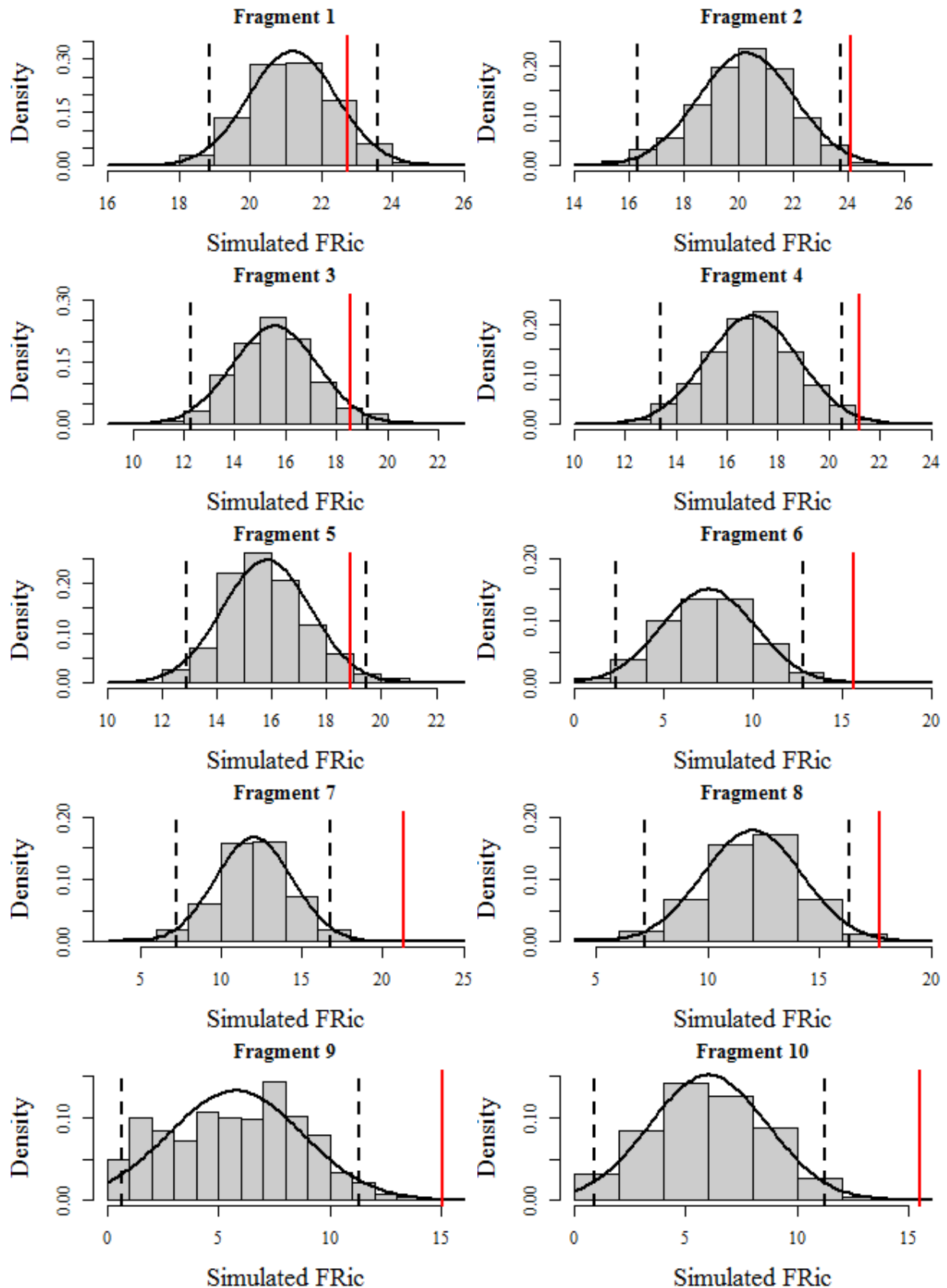
<i>Empidonomus varius</i>	8	5	6	2	6	1	2	0	2	2
<i>Eupetomena macroura</i>	1	0	0	0	4	1	0	1	0	0
<i>Euphonia chlorotica</i>	4	1	7	4	6	0	0	1	0	1
<i>Euphonia violacea</i>	1	3	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Eupsittula aurea</i>	9	3	4	0	1	1	1	0	0	0
<i>Falco femoralis</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Formicivora grisea</i>	15	5	2	4	1	1	1	2	4	2
<i>Forpus xanthopterygius</i>	5	0	3	0	3	0	0	1	0	0
<i>Galbula ruficauda</i>	0	1	1	1	1	0	0	0	0	0
<i>Hemithraupis guira</i>	1	3	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hemitriccus margaritaceiventer</i>	4	0	2	2	0	4	4	1	3	3
<i>Hemitriccus nidipendulus</i>	7	6	8	3	1	0	0	0	0	0
<i>Herpsilochmus pectoralis</i>	9	3	5	3	0	0	2	4	3	0
<i>Hydropsalis albicollis</i>	1	3	5	0	2	0	0	0	1	0
<i>Icterus pyrrhopterus tibialis</i>	3	0	0	1	6	0	3	0	1	1
<i>Lanio cristatus</i>	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0
<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	1	2	3	1	0	0	0	0	0	0
<i>Leptotila verreauxi</i>	9	9	6	4	7	3	1	2	3	1
<i>Manacus manacus</i>	7	4	3	5	5	0	4	0	0	0
<i>Megarynchus pitangua</i>	8	4	3	1	7	3	2	3	2	1
<i>Milvago chimachima</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Myiarchus swainsoni</i>	6	1	3	2	5	3	1	3	3	1
<i>Myiodynastes maculatus</i>	1	3	5	0	0	0	1	0	0	0
<i>Myiophobus fasciatus</i>	7	1	0	0	3	0	0	0	0	0
<i>Myiothlypis flaveola</i>	11	11	11	2	0	0	0	0	0	0
<i>Myiozetetes similis</i>	2	1	2	2	6	0	1	3	0	0
<i>Nemosia pileata</i>	4	3	1	4	3	0	0	0	0	0
<i>Neopelma pallescens</i>	0	3	7	2	0	0	0	0	0	0
<i>Ortalis araucuan</i>	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Pachyramphus polychopterus</i>	4	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Parabuteo unicinctus</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Phaethornis pretrei</i>	0	3	8	0	7	0	1	0	0	0
<i>Phaethornis ruber</i>	8	12	13	2	2	0	0	2	2	1
<i>Pheugopedius genibarbis</i>	29	4	1	8	6	3	0	7	3	0
<i>Phyllomyias fasciatus</i>	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
<i>Piaya cayana</i>	7	1	0	0	5	1	1	0	1	0
<i>Picumnus exilis</i>	7	2	1	1	0	0	0	1	0	0
<i>Pitangus sulphuratus</i>	3	1	0	2	6	1	3	2	0	4
<i>Platyrinchus mystaceus</i>	0	5	3	0	0	0	0	0	0	0
<i>Polioptila plumbea</i>	13	3	7	1	0	3	1	2	6	0
<i>Ramphocaenus melanurus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ramphocelus bresilius</i>	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0
<i>Rupornis magnirostris</i>	3	6	3	7	0	2	2	0	0	1
<i>Saltator maximus</i>	7	3	3	1	4	0	1	0	0	0
<i>Schistochlamys ruficapillus</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0

<i>Serpophaga subcristata</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sporophila albogularis</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Sporophila leucoptera</i>	5	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Sporophila nigricollis</i>	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Synallaxis frontalis</i>	10	4	0	4	6	0	2	3	0	0
<i>Tachyphonus rufus</i>	13	4	6	3	10	3	3	6	4	2
<i>Tangara cayana</i>	8	7	6	4	10	3	0	4	2	3
<i>Tangara palmarum</i>	7	4	2	2	12	1	2	4	2	2
<i>Tangara sayaca</i>	10	2	1	0	4	2	2	3	0	1
<i>Taraba major</i>	5	1	0	0	9	0	0	3	0	0
<i>Tersina viridis</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Thalurania glaucopis</i>	4	1	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Thamnophilus pelzelni</i>	14	9	13	3	1	0	1	0	1	2
<i>Todirostrum cinereum</i>	8	0	0	0	9	1	0	1	0	0
<i>Tolmomyias flaviventris</i>	9	2	2	0	1	3	3	0	1	0
<i>Troglodytes musculus</i>	12	1	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Trogon curucui</i>	2	4	4	3	0	0	1	0	1	0
<i>Turdus leucomelas</i>	3	6	8	6	8	1	1	4	1	1
<i>Tyrannus melancholicus</i>	15	13	7	8	11	5	6	4	5	4
<i>Veniliornis passerinus</i>	3	0	2	0	0	0	0	1	0	0
<i>Vireo chivi</i>	8	11	12	7	3	0	1	0	0	0
<i>Volatinia jacarina</i>	6	4	3	2	11	2	0	4	2	2
<i>Xiphorhynchus fuscus</i>	0	1	1	0	1	0	0	0	0	0
<i>Xiphorhynchus guttatus</i>	5	0	0	1	0	0	1	2	0	0

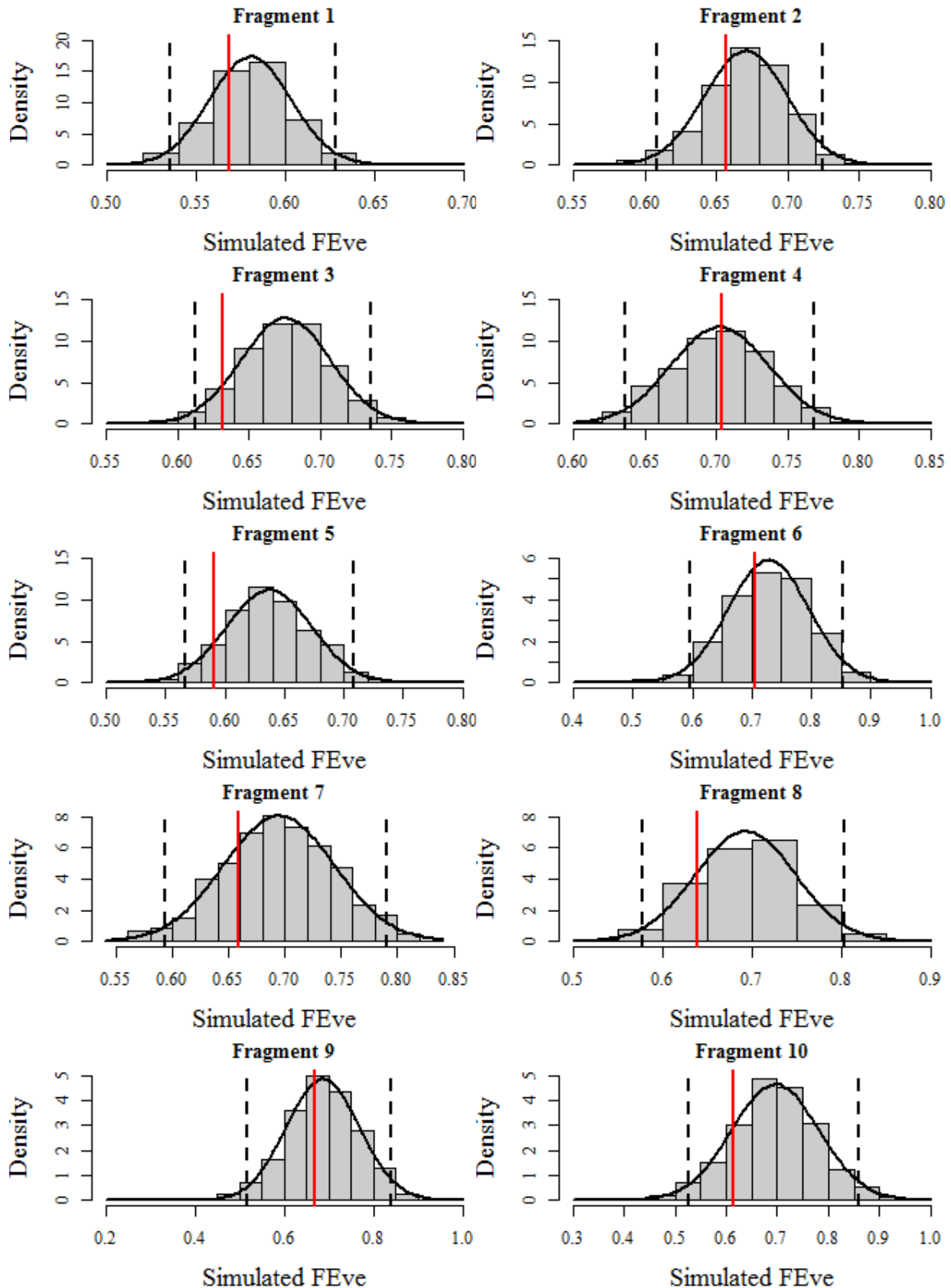
Apêndice C: Relações entre as métricas de diversidade taxonômica e funcional de aves com as métricas de paisagem. S: riqueza de espécies; J': equabilidade de Pielou; FDiv: divergência funcional; FRic: riqueza funcional; FEve: uniformidade funcional; FDis: dispersão funcional; área: tamanho total dos fragmentos (ha); Iso 1 = distancia ao maior fragmento (m); Iso 2 = distancia ao fragmento mais próximo (m).



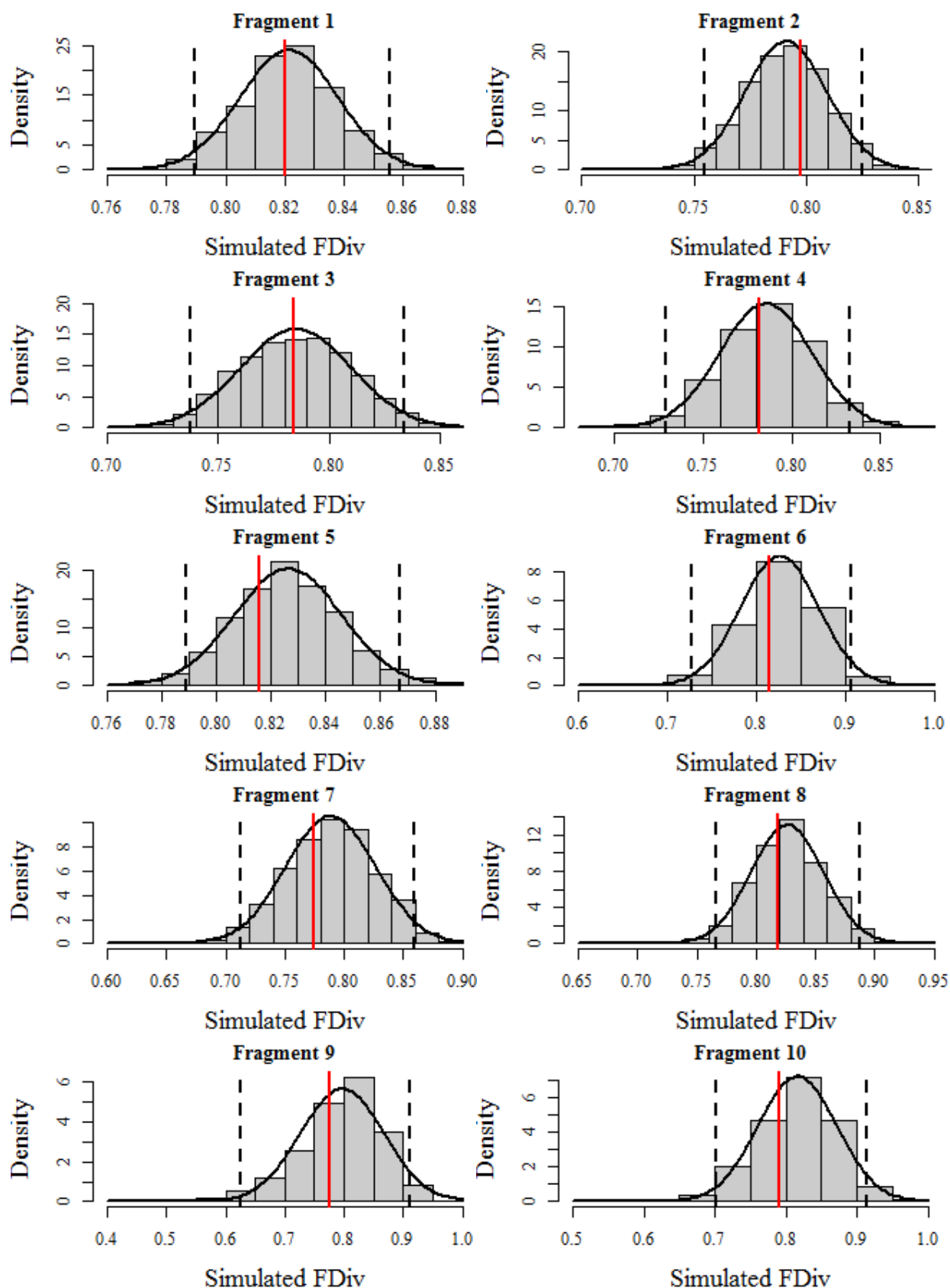
Apêndice D: Distribuição nula dos valores de riqueza funcional (FRic) para cada assembleia de aves encontradas nos fragmentos de Mata Atlântica do mosaico estudado. Linhas pretas tracejadas representam o intervalo de confiança de 95%, a linha solida vermelha representa o valor observado da métrica.



Apêndice E: Distribuição nula dos valores de uniformidade funcional (FEve) para cada assembleia de aves encontradas nos fragmentos de Mata Atlântica do mosaico estudado. Linhas pretas tracejadas representam o intervalo de confiança de 95%, a linha solida vermelha representa o valor observado da métrica.



Apêndice F: Distribuição nula dos valores de divergência funcional (FDiv) para cada assembleia de aves encontradas nos fragmentos de Mata Atlântica do mosaico estudado. Linhas pretas tracejadas representam o intervalo de confiança de 95%, a linha solida vermelha representa o valor observado da métrica.



Apêndice G: Distribuição nula dos valores de dispersão funcional (FDis) para cada assembleia de aves encontradas nos fragmentos de Mata Atlântica do mosaico estudado. Linhas pretas tracejadas representam o intervalo de confiança de 95%, a linha solida vermelha representa o valor observado da métrica.

